

苏北潮滩温室气体排放的时空变化及影响因素

许鑫王豪^{1,2}, 邹欣庆^{1*}, 刘晶茹²

(1. 南京大学地理与海洋科学学院, 海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京 210023; 2. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085)

摘要: 滨海湿地温室气体 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的排放在全球碳氮循环中发挥着重要的作用, 进一步影响着全球气候变化. 为研究滨海湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放的时空变化及影响因素, 以苏北潮滩为例, 采用静态暗箱-气相色谱法, 于 2013 年 4 月至 2014 年 3 月, 测定了不同时空尺度下 CO₂、CH₄ 和 N₂O 通量的变化规律, 并分析了影响温室气体通量变化的环境因素. 结果表明, CO₂、CH₄ 和 N₂O 通量的季节变化的最大值出现在夏季, CO₂ 和 N₂O 通量的最小值出现在冬季, 而 CH₄ 在春季表现为弱吸收; 互花米草滩年均排放 CO₂ 量最大, 为 (766.3 ± 496.9) mg·(m²·h)⁻¹, 芦苇滩年均排放 CH₄ 和 N₂O 最大, 分别是 (0.420 ± 0.900) mg·(m²·h)⁻¹ 和 (17.4 ± 5.0) μg·(m²·h)⁻¹. 光滩表现为对 CH₄ 的吸收, 为 (-0.004 ± 0.032) mg·(m²·h)⁻¹, 对 CO₂ 和 N₂O 的排放, 且排放通量最小, 分别是 (57.1 ± 16.2) mg·(m²·h)⁻¹ 和 (6.1 ± 2.1) μg·(m²·h)⁻¹. 全球变暖潜能的最大值出现在互花米草滩, 为 68 841.280 kg·(hm²·a)⁻¹, 分别是芦苇滩和碱蓬滩的 1.41 倍和 3.02 倍, 光滩的 GWP 最小, 为 5 002.100 kg·(hm²·a)⁻¹. 通过 Pearson 相关分析发现, 除光滩外, CO₂ 通量与气温、土温呈显著的相关性 (P < 0.05), 而 CH₄ 和 N₂O 通量与温度则不存在显著的相关性. 尽管如此, CO₂、CH₄ 和 N₂O 通量的时间变化更多地是受温度以及植被生长状况的影响, 而空间变化则主要由植被的状况所决定; 外来种互花米草主要是通过增加 CO₂ 排放来影响滨海湿地的全球变暖潜能.

关键词: 互花米草滩; CO₂; CH₄; N₂O; 全球变暖潜能

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)06-2383-10 DOI: 10.13227/j.hjks.2016.06.049

Temporal and Spatial Dynamics of Greenhouse Gas Emissions and Its Controlling Factors in a Coastal Saline Wetland in North Jiangsu

XU Xin-wanghao^{1,2}, ZOU Xin-qing^{1*}, LIU Jing-ru²

(1. Key Laboratory of Coastal and Island Development of Ministry of Education, Geographic and Oceanographic Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Although coastal wetlands play an important role in governing the atmospheric concentrations of CO₂, CH₄, and N₂O, thus control the global warming, research of the greenhouse gas emissions conducted in the coastal wetlands were not well-documented because of the difficulty in fieldwork in these harsh environments, and the complicated controlling factors affecting the greenhouse gas emissions. The temporal and spatial variations of CO₂, CH₄, and N₂O were investigated simultaneously in the coastal saline wetland in North Jiangsu during the period from April, 2014 to March, 2014, using the closed static dark chamber method. And the results showed that seasonal variations of CO₂, CH₄, and N₂O were higher in summer, and lower CO₂ and N₂O fluxes were observed in winter, while for CH₄ in spring, it presented the sink in the coastal wetland. The annual average CO₂ emission derived from the *Spartina alterniflora* flat (SAF) was the highest, with the value of (766.3 ± 496.9) mg·(m²·h)⁻¹, and for CH₄ and N₂O, the highest values were found in *Phragmites australis* flat (PAF), with the values of (0.420 ± 0.900) mg·(m²·h)⁻¹ and (17.4 ± 5.0) μg·(m²·h)⁻¹, respectively. The bare mud flat (BF) presented the sink of CH₄, and the source of CO₂ and N₂O, with the lowest emission rates across all the tidal flats. The global warming potential (GWP) from the coastal wetlands in north Jiangsu was observed higher in SAF [68 841.280 kg·(hm²·a)⁻¹], which was 1.41 and 3.02 times higher compared with those of PAF and SGF, the GWP of BF was the lowest, with the value of 5 002.100 kg·(hm²·a)⁻¹. Furthermore, significant correlations were found between CO₂ fluxes and temperature, including air temperature (AT), soil temperature (ST), and temperature inside the chamber (CT), however, for CH₄ and N₂O, the correlations were not so obvious. Above all, the temporal variations of CO₂, CH₄, and N₂O were mainly controlled by the temperature and characteristics of vegetation, the spatial variations of CO₂, CH₄, and N₂O were determined by the characteristics of vegetation. Furthermore, we may safely draw the conclusion that the invasive *S. alterniflora* increased the global warming potential dominantly through increasing the CO₂ emission rates, compared with the native plant.

Key words: *Spartina alterniflora* flat; CO₂; CH₄; N₂O; Global warming potential

收稿日期: 2015-10-29; 修订日期: 2016-01-11

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2013CB956503); 国家自然科学基金项目 (41471413)

作者简介: 许鑫王豪 (1986~), 男, 博士, 主要研究方向为滨海湿地碳氮循环, E-mail: xwhxu@rcees.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: zouxq@nju.edu.cn

由温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 浓度增加所引起的全球变暖是当今全球变化研究的主要课题^[1]. 据 IPCC 第五次评估报告指出,从 1750 ~ 2011 年,空气中 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的体积分数分别从 278×10^{-6} 、 772×10^{-9} 和 271×10^{-9} 增加到 390.5×10^{-6} 、 $1\ 803 \times 10^{-9}$ 和 324.2×10^{-9} ,增长了 40%、150%、20%. 虽然空气中 CH_4 和 N_2O 的体积分数远远小于 CO_2 ,但是其全球变暖潜能 (global warming potential, GWP) 在 100 a 时间尺度内,分别是 CO_2 的 28 和 265 倍^[1]. 据估计,大气中 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 这 3 种气体对温室效应的贡献率达到 87%^[2].

滨海湿地作为全球碳氮循环比较活跃的地区,对其碳氮生物地球化学循环的研究有助于从机制上控制温室气体排放. 研究表明,滨海湿地拥有较高的碳积累速度 [$(210 \pm 20) \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$] 和 CH_4 释放能力 [$(100 \sim 231) \times 10^{12} \text{ g} \cdot \text{a}^{-1}$]^[3,4]. 目前对中国滨海湿地温室气体通量的研究主要集中在黄河口^[5~7]、长江口崇明东滩^[8,9]、杭州湾^[10]、闽江河口^[11]、九龙江口^[12,13] 以及南方的红树林湿地^[14,15]. 然而,江苏滨海湿地,尤其是苏北潮滩温室气体通量的研究却比较零散,相对缺乏,而且主要针对的是: ① 不同植被覆盖下三氯乙烷 (CH_3CCl_3)、三氯甲烷 (CHCl_3 , CM)、四氯化碳 (CCl_4 , TCM) 以及氯甲烷 (CH_3CCl) 的季节变化分析^[16~18]; ② 外来种互花米草对 CH_4 和 N_2O 的影响机制^[19,20] 以及与土著种的室内模拟对比分析^[21~23]; ③ 对于 CO_2 通量的研究,主要利用静态明箱 + 暗箱相结合的方法综合测定了净初级生产力

(NEE) 以及生态系统总呼吸 (R_{ECO}), 并通过割除植被法测定了土壤呼吸通量 (R_{SOIL}), 研究结果发现,互花米草较高的根冠比,生态系统呼吸 (R_{ECO}) 以及植物地上部分呼吸 (R_{AG}), 使得大部分的碳储存在地下,增加了土壤中的有机碳含量,互花米草的引入有助于减缓全球变暖^[24]. 尽管如此,尚不能对苏北潮滩温室气体通量取得系统地、全面地、长期地了解. 另外,本研究选取的苏北潮滩位于保护区的核心区,能有效地排除人类活动对滨海湿地温室气体通量的影响,而且自海向陆,植被表现出明显的演替序列,对于研究植被存在与否以及植被类型的不同对温室气体通量的影响提供了便利. 基于此,本研究以苏北潮滩为例,利用静态暗箱-气相色谱法首次全面地对 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 这 3 种通量的时空变化及影响因素进行分析,并进一步评估滨海湿地的全球变暖潜能,以期对滨海湿地在全球变化中的至关重要的作用提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江苏盐城国家级珍禽自然保护区 ($32^\circ 48' 47'' \sim 34^\circ 29' 28'' \text{N}$; $119^\circ 53' 45'' \sim 121^\circ 18' 12'' \text{E}$) 地处苏北潮滩,是我国最大的滩涂湿地保护区. 保护区总面积 $2.47 \times 10^5 \text{ hm}^2$,其中核心区为 $0.23 \times 10^5 \text{ hm}^2$. 核心区受人类干扰较少,呈现典型的植被演替序列,自海向陆依次是光滩 (bare mud flat, BF)、互花米草滩 (*Spartina alterniflora* flat, SAF)、碱蓬滩 (*Suaeda glauca* flat, SGF)、芦苇滩 (*Phragmites australis* flat, PAF) (图 1). 每个潮滩的

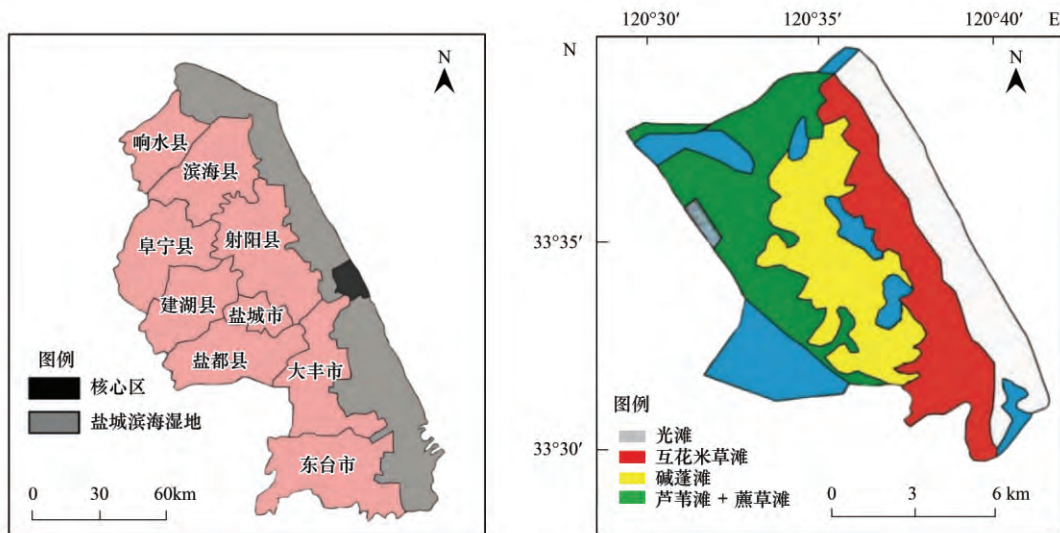


图 1 研究区概况

Fig. 1 Description of research area

面积和所占比例分别是: BF (2 985. 285 hm^2 , 26. 1%) , SAF (3 999. 236 hm^2 , 34. 96%) , SGF (1 437. 572 hm^2 , 12. 57%) 和 PAF (3 017. 433 hm^2 , 26. 38%) [25].

光滩位于小潮高潮位至大潮低潮位之间, 滩面平坦, 几乎没有什么植物, 底栖生物繁盛, 土壤全盐量约 0. 72%. 互花米草位于平均高潮位至小潮高潮位之间, 植株高大, 介于 72 ~ 164 cm, 根系发达, 常密布于地下 30 cm 的土层内, 有时可深达 50 ~ 100 cm, 泥沙沉积量大, 潮浸频率为 50% ~ 90%. 滩面上生物丰富, 包括互花米草植被, 土壤底栖动物, 各种海洋藻类, 土壤全盐量为 0. 73% ~ 1. 16%. 碱蓬滩位于潮间带的上部, 碱蓬植株矮小, 根系短而细, 根长平均 3 cm, 处于大潮高潮位与平均高潮位之间, 滩面平坦, 潮浸频率为 20% ~ 50%, 土壤全盐量为 1. 13% ~ 1. 16% [26].

1.2 样品采集与分析

分别在光滩、互花米草滩、碱蓬滩和芦苇滩上, 大致以正三角形顶点为采样点进行 3 个样点的重复取样, 采样点之间的距离大约在 50 ~ 100m 之间(采样点的位置用底座保持固定, 依据潮滩植被、水文环境的状况确定采样点之间的距离). 自 2013 年 4 月到 2014 年 3 月进行温室气体通量的采样, 其中 2013 年 4 月到 2013 年 11 月植被生长季进行每月两次的采样, 2013 年 12 月至 2014 年 3 月进行非生长季的每月一次的采样, 且季节的划分标准为: 春季为 2013 年 4 月、5 月和 2014 年 3 月, 夏季为 2013 年 6 月、7 月、8 月, 秋季为 2013 年 9 月、10 月、11 月, 冬季为 2013 年 12 月和 2014 年 1 月、2 月. 每天的采样工作均分成上午 07: 00 ~ 10: 00, 下午 14: 00 ~ 17: 00 两个时间段, 取平均值来表征当天的温室气体通量. 另外, 在箱体布设完成后, 同时进行温室气体通量的采样, 每个观测点罩箱 30min, 罩箱后立即采集第 1 个气体样品, 然后每隔 10min 进行一次采样, 共采集 4 次. 在进行温室气体采样的同时, 记录气温 (air temperature, AT)、箱温 (temperature inside the chamber, CT) 以及 0 ~ 10cm 的表层土壤温度 (soil temperature, ST).

研究表明: 透明静态箱内外温差可达 5 ~ 8℃, 出现明显的“温室效应”. 基于此, 本研究不考虑光合作用对 CO_2 的吸收, 只研究生态系统的呼吸速率, 采用静态暗箱-气相色谱法测定滨海湿地温室气体通量 [9]. 采样箱体由自制的 PVC 材料制成, 主要分三部分: 底座 (50cm × 50cm × 20cm)、连接箱

(50cm × 50cm × 50cm), 顶箱 (50cm × 50cm × 50cm), 其中底座和连接箱均是没有顶部和底部, 而顶箱只有顶部, 没有底部. 在底座和连接箱环绕顶部一周装有 5cm 深的水槽, 在放置箱体的同时充满水的水槽可以避免箱内气体与外界流通. 依照潮滩植被的分布以及生长情况选择连接箱的数量. 在顶箱内的上部水平安装有 12V 的风扇, 用来混合箱体内的气体, 另外, 还在箱体外侧分别设计气囊采气孔、压力平衡孔和用来测定箱内温度的气孔 [27].

CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的混合比采用 Agilent 7890A 气相色谱仪进行同步检测, 其中 CO_2 和 CH_4 共用 FID 检测器, 采用的是单阀单柱进样分离系统; 而 N_2O 则单独使用 ECD 检测器, 采用的是双阀双柱自动进样、反吹、分离和切换系统, 色谱配置、分析条件以及仪器的分析原理详见文献 [28].

1.3 数据处理

1.3.1 温室气体通量

温室气体通量指的是单位时间、单位面积气体浓度的变化量, 用公式表示为:

$$F = \rho V \frac{dc}{dt} \frac{1}{A} = \frac{Mp}{R(273+T)} \frac{V}{A} \frac{dc}{dt} \\ = H \frac{Mp}{R(273+T)} \frac{dc}{dt}$$

式中 ρ 为气体的密度 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), V 为采样箱的体积 (m^3), A 为采样箱的底面积 (m^2), M 为气体的摩尔质量 ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$), R 为普适气体常数 [$8.314 \text{ J} \cdot (\text{mol} \cdot \text{K})^{-1}$], T 为采样时箱内平均气温 ($^\circ\text{C}$). P 为采样点大气压力, 通常视为标准大气压, 即 $p = 1.013 \times 10^5 \text{ Pa}$ [9]. 若以 CH_4 为例, 经整理可得到 CH_4 的排放通量 F 的计算式为:

$$F = 60H \frac{16 \times 1.013}{8.314 \times (273+T)} \frac{dc}{dt}$$

式中 F 为 CH_4 的排放通量 [$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], H 为采样箱的有效高度 (m), dc/dt 为 CH_4 排放速率 ($\times 10^{-6} \cdot \text{min}^{-1}$), 每组采集 4 个气体样品, 通过对气体浓度与相对应的时间间隔 (0、10、20、30 min) 进行直线拟合, 并结合大气压力、气温、普适气体常数、采样箱有效高度、目标气体分子量等, 可求得气体排放通量.

1.3.2 年累积排放量

温室气体年累积排放量的计算基于两种假设: ①在某天某时刻观测到的温室气体通量的平均值可以近似地代表当天的温室气体通量的平均值; ②无观测日的温室气体通量可以通过前后两次观测值的

平均值来表示. 年累积排放量的计算以前后两次观测的平均值乘以两个相邻测定日的时间间隔, 并乘以一天的 24 h, 然后进行加权平均, 用公式表示为:

$$CE = \sum_i^n \frac{F_i + F_{i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24$$

式中, CE (cumulative emission) 表示温室气体的累积排放量 [$\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$]; F 为温室气体排放通量 [$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]; i 表示第 i 次采样; $t_{i+1} - t_i$ 表示两个相邻观测日的时间间隔; n 为通量观测次数.

1.3.3 全球变暖潜能

全球变暖潜能 (global warming potential, GWP): 基于充分混合的温室气体辐射特性的一个指数, 用于衡量相对于 CO_2 的, 在选定时间内进行积分的, 当前大气中某个给定的充分混合的温室气体单位质量的辐射强迫^[1]. 通俗来讲, 即是: 单位时间内 (通常以年为单位), 某一区域因排放温室气体对全球变暖的贡献, 而这种贡献就用 GWP 来表示.

本研究采用 GWP 作为相对指标来综合评估滨海湿地 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放对气候系统的潜在效应. 在 GWP 估算中, CO_2 被作为参考气体, 在 100 a 时间尺度上, CH_4 和 N_2O 的 GWP 值分别为 CO_2 的 28 倍和 265 倍^[1].

$$GWP = \text{CO}_2 + 28\text{CH}_4 + 265\text{N}_2\text{O}$$

1.3.4 温度敏感性

Q_{10} 是温度的变化对微生物影响程度的一种指标表示^[29]. 湿地生态系统以及土壤 CO_2 排放通量的过程主要受微生物酶活性的控制, 研究表明当温度增加 10°C 时, 微生物的酶活性加快 1 倍^[30], 用公式表示如下:

$$Q_{10} = \frac{R_{t+10}}{R_t} = 2$$

式中, Q_{10} 为温度敏感系数, R_{t+10} 和 R_t 分别表示的是温度为 $t + 10$ 和 t 时的生物化学反应速率. 假设 Q_{10} 为一常数, 那么在任意温度间隔内 ($t_2 - t_1$) 微生物酶活性速率与温度的关系, 可以表示如下:

$$\frac{R_{t_2}}{R_{t_1}} = Q_{10}^{\frac{t_2 - t_1}{10}}$$

参考土壤呼吸指数模型对湿地 CO_2 排放通量与土温、气温的关系进行拟合:

$$F = ae^{bt}$$

式中, F [$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 为 CO_2 排放通量; t ($^\circ\text{C}$) 为土壤温度或大气温; a [$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 是温度为 0°C 时的气体排放通量, b 为温度反应系数.

在 CO_2 排放通量与气温和土温呈指数相关关系的基础上, CO_2 排放通量对温度变化的敏感性 (Q_{10}) 用以下公式计算:

$$Q_{10} = e^{10b}$$

1.3.5 统计分析

同一季节 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 通量的空间变化以及同一潮滩 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的季节变化是否存在显著的差异采用单因素方差分析 ANOVA 和事后多重分析 LSD. 温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 通量与气温、土温和箱温之间是否存在相关性以及相关性如何表示采用相关分析和回归分析, 以上分析均在 IBM SPSS Statistics 22 完成. 图形的绘制主要在 SigmaPlot 12.5 以及 Excel 中进行.

2 结果与讨论

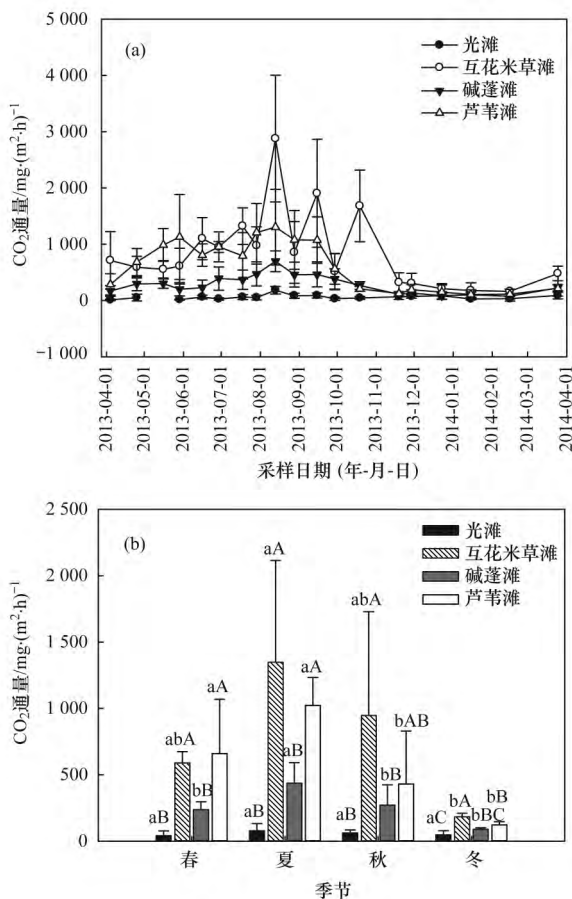
2.1 CO_2 通量的时空变化及影响因素

温室气体 CO_2 通量的时空变化如图 2 所示, 由图 2(a) 可知, CO_2 通量的时间变化的最大值均出现在 8 月中旬, 除光滩外, 其他潮滩 CO_2 通量的最小值均出现在冬季. 整个潮滩 CO_2 通量的季节变化分别是: (382.0 ± 292.7)、(721.0 ± 570.9)、(426.9 ± 377.4) 和 (110.4 ± 57.3) $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 光滩和互花米草滩 CO_2 通量的季节变化不存在显著的差异性 ($P > 0.05$), 而碱蓬滩夏季 CO_2 通量明显高于其他季节 ($P < 0.05$), 而芦苇滩夏季 CO_2 通量明显大于秋、冬季节 ($P < 0.05$) [图 2(b)].

同一季节, 不同潮滩 CO_2 通量均存在显著的空间差异 ($P < 0.05$) [图 2(b)], 年均互花米草滩 CO_2 排放通量最大, 为 (766.3 ± 496.9) $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 芦苇滩和碱蓬滩居中 [(558.9 ± 379.8) $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 和 (258.0 ± 142.5) $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], 光滩最小 [(57.1 ± 16.2) $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. 互花米草滩 CO_2 排放通量大于芦苇滩. 主要原因在于: ①相对于芦苇, 外来种互花米草具有较低的木质素含量和碳氮比, 其茎干更容易腐烂到土壤中, 提高了互花米草根际土壤中的有机碳和总氮含量, 促进了微生物活性, 研究表明: 互花米草根际土壤呼吸速率是芦苇的 1.8 倍^[31]; ②在相同的环境条件下, 互花米草的净光合速率均高于芦苇, 尤其在 12:30 ~ 12:50 时段可达芦苇的 2.91 ~ 3.27 倍, 造成互花米草比芦苇具有较高的生产力^[32]. 有研究同样发现: 长江口新生盐沼湿地中, 芦苇地上部分的平均碳储量 ($285.52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) 低于互花米草 ($445.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$),

单位面积枯立物 ($203.15 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) 也低于互花米草 ($315.28 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$); ③互花米草属于 C4 植物, 其碳捕获能力大于 C3 植物的芦苇^[33]. 然而杭州湾 CO_2 的呼吸通量的空间变化则表现为: 芦苇 [$1321.1 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$] > 互花米草滩 [$1186.4 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$] > 藨草 [$700.1 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$] > 光滩 [$369.1 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$]^[34], 说明植被入侵状况以及当地的环境条件也会对 CO_2 排放通量的空间变化造成一定的影响. 值得注意的是, 本研究所测得的 CO_2 排放通量主要包括植物暗呼吸和土壤呼吸, 研究表明: 不同类型潮滩土壤呼吸之间的差异不大, 植物地上部分的呼吸是引起生态系统 CO_2 排放通量差异的主要原因, 在互花米草滩和芦苇滩, 植物地上部分的呼吸甚至能解释 60% ~ 74% 的生态系统呼吸, 在碱蓬滩, 则只有 35% 左右^[24].

2.2 CH_4 通量的时空变化及影响因素



不同小写、大写字母分别表示同一潮滩 CO_2 通量存在显著的季节变化 ($P < 0.05$) 以及同一季节不同潮滩 CO_2 通量存在显著的空间变化 ($P < 0.05$)

图2 不同潮滩 CO_2 通量的时间变化

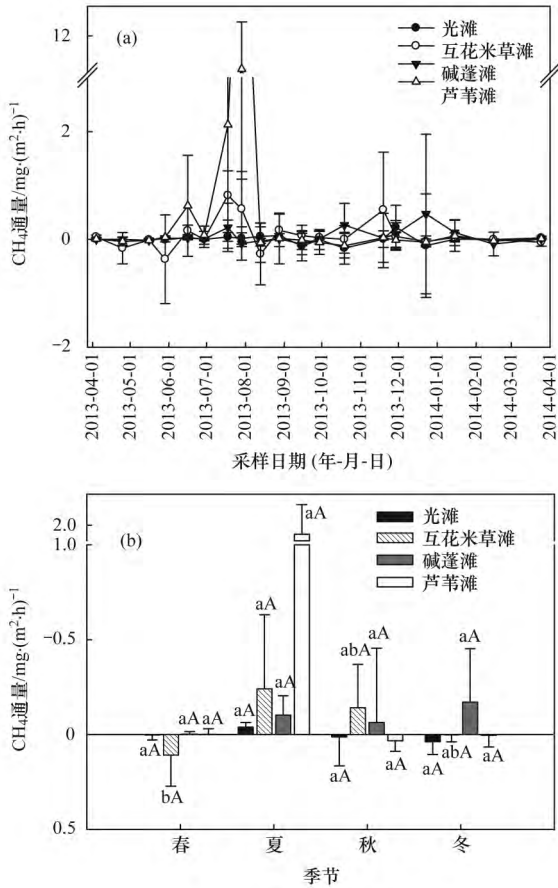
Fig. 2 Temporal variations of CO_2 fluxes under different vegetation covers

温室气体 CH_4 通量的时空变化如图 3 所示, 研究发现: CH_4 通量的季节变化不存在显著的差异性 ($P > 0.05$) [图 3(b)]. 整体上看, 苏北潮滩在春季表现为对 CH_4 的吸收 [-0.027 ± 0.054] $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$], 其他季节则不同程度地排放 CH_4 , 以夏季的 CH_4 排放量最大 [0.524 ± 0.799] $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$], 是秋季和冬季的 13.1 和 16.9 倍. 一般情况下, CH_4 排放通量的峰值出现在温度较高的夏季, 而谷值出现在温度较低的冬季^[19, 35-37]. 主要原因是: ①在夏季温度较高时, 主要的产甲烷菌类型为 Methanosarcinaceae, 其能够同时利用 H_2/CO_2 和乙酸作为底物, 而温度较低时, 产甲烷菌类型为 Methanosaetacear, 只能利用乙酸作为甲烷产生所需要的底物^[38]; ②氧化还原电位以及孔隙水中的 CH_4 浓度的最小值出现在植被生长季初期, 而最大值则一般出现在 8 ~ 9 月^[39]; ③ CH_4 通量的季节变化随着植物的生长而增长, 最大值出现在 8 月, 主要由温度和积水深度所决定的^[40]; ④产 CH_4 菌最适宜的温度为 $35 \sim 37^\circ\text{C}$, 因此 CH_4 排放的峰值出现在夏季.

而同一季节、不同植被覆盖下的潮滩 CH_4 排放通量也不存在显著的差异性 ($P > 0.05$). 总体来说, 芦苇滩排放 CH_4 通量最大, 为 (0.420 ± 0.900) $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, 碱蓬滩和互花米草滩的 CH_4 排放量居中, 光滩表现为对 CH_4 的吸收 [-0.004 ± 0.032] $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$]. 进一步研究发现: 芦苇滩 CH_4 通量在 7 月达到峰值, 且显著地大于其他潮滩 ($P < 0.05$), 而其他时间段内, 则不存在显著地差异性 ($P > 0.05$) (图 3). 根据野外实地调查发现, 研究区 7 月降水丰富, 由于芦苇滩靠近陆地, 降水容易淤积, 而互花米草滩靠近海, 降水容易随着潮汐的周期性涨落而排开, 因此, 芦苇滩严格的厌氧环境是 7 月 CH_4 通量出现极大值的原因. 一般情况下, 在其他条件保持一致的情况下, 互花米草较高的地上生物量、较高的 CH_4 产生潜力以及较强的 CH_4 传输能力促进了其较高的 CH_4 排放^[11].

2.3 N_2O 通量的时空变化及影响因素

温室气体 N_2O 通量的时空变化如图 4 所示, N_2O 通量的季节变化不存在显著的差异性 ($P > 0.05$) [图 4(b)]. 除光滩的最大值出现在 10 月 [19.9 ± 4.2] $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$], 其他潮滩的最大值均出现在 8 月中旬 [互花米草滩: (83.1 ± 14.7) $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; 碱蓬滩: (17.0 ± 9.4)

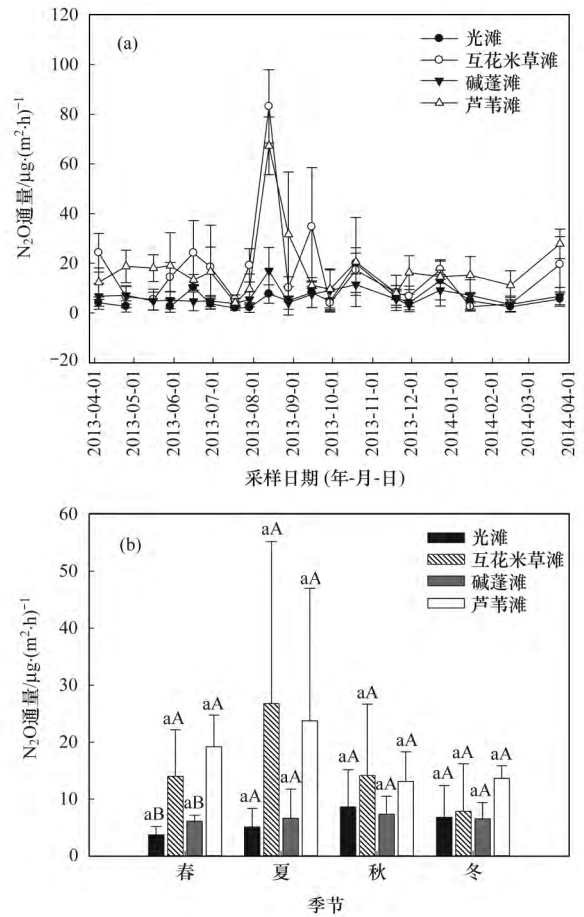


不同小写、大写字母分别表示同一潮滩 CH_4 通量存在显著的季节变化 ($P < 0.05$) 以及同一季节不同潮滩 CH_4 通量存在显著的空间变化 ($P < 0.05$)

图3 不同潮滩 CH_4 通量的时间变化

Fig. 3 Temporal variations of CH_4 fluxes under different vegetation covers

$\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; 芦苇滩: $(67.3 \pm 11.6) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$]. 综上,夏季平均 N_2O 排放通量最大 $[(15.6 \pm 11.3) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$,冬季最小 $[(8.7 \pm 3.3) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$,春秋季节居中. 黄河口不同植被覆盖下 N_2O 排放通量的季节变化同样表现为:夏秋季 N_2O 高,而春冬季则比较低^[41]. 而胶州湾河口芦苇湿地 N_2O 排放通量则表现为冬季最大,可能原因是冬季植物停止生长,生物量锐减,根系对氮的吸收也相对来说比较低,另一方面是冬季冻土作用使得冰冻期的土壤活性 C、N 含量增加,并且冻土层阻碍了氧气的进入,加上内部的呼吸作用消耗了大量氧气造成厌氧环境,为反硝化作用提供了良好的厌氧条件^[42]. 崇明东滩海三棱藨草盐沼带在一年之内 N_2O 通量变化为: $-94.35 \sim 64 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$,年平均通量为 $0.60 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$,表现为 N_2O 的弱源,其中最大值出现在冬季 3 月



不同小写、大写字母分别表示同一潮滩 N_2O 通量存在显著的季节变化 ($P < 0.05$) 以及同一季节不同潮滩 N_2O 通量存在显著的空间变化 ($P < 0.05$)

图4 不同潮滩 N_2O 通量的时间变化

Fig. 4 Temporal variations of N_2O fluxes under different vegetation covers

$[11.76 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$,最小值出现在 9 月 $[-27.15 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$ ^[43],光滩 N_2O 通量由冬季的 $5.04 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 增加到春末夏初的 $35.7 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$,在秋季,变成了弱氮汇 $[-18.0 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$ ^[43].

通过对不同季节 N_2O 通量的空间变化进行单因素方差分析 (ANOVA) 发现,除春季 N_2O 通量存在显著的空间差异 ($P < 0.05$),在其他季节, N_2O 通量均不存在显著的差异性 ($P > 0.05$). 植被的存在与否以及植被类型的差异均会影响 N_2O 排放的通量^[44,45],光滩 N_2O 排放通量最小 $[(6.1 \pm 2.1) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$,芦苇滩最大 $[(17.4 \pm 5.0) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$,互花米草滩 $[(15.7 \pm 7.9) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$ 和碱蓬滩 $[(6.7 \pm 0.5) \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}]$ 居中. 在 2003 ~ 2005 年生长季,三

江平原小叶章草甸土壤-植物系统 N_2O 排放通量分别是土壤表观 N_2O 排放通量的 1.58 倍、2.09 倍和 2.34 倍,而在毛果苔草中,则分别是: 1.86 倍、1.50 倍和 1.33 倍^[45]。

温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 通量与温度的相关分析如表 1 所示,研究发现: 光滩 CO_2 通量与温度的相关性不明显 ($P > 0.05$),而在其他植被覆盖的潮滩,不论是箱温 (CT)、气温 (AT) 还是土温 (ST) 均与 CO_2 通量呈现明显的相关性 ($P < 0.05$, 表 1)。而 CH_4 和 N_2O 对温度的反映却不如 CO_2 那么明显,

表 1 不同植被覆盖下、温室气体通量与温度的相关性¹⁾

Table 1 Correlation analysis between greenhouse gas emissions and temperature under different vegetation covers

项目	潮滩	CT	AT	ST
CO_2 通量 $/mg \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$	BF	0.239	0.198	0.463
	SAF	0.573*	0.643**	0.727*
	SGF	0.823**	0.827**	0.940**
	PAF	0.924**	0.920**	0.930**
CH_4 通量 $/mg \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$	BF	-0.049	-0.034	-0.193
	SAF	0.177	0.198	-0.190
	SGF	-0.396	-0.397	-0.411
	PAF	0.492*	0.421	-0.254
N_2O 通量 $/\mu g \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$	BF	-0.078	-0.071	0.094
	SAF	0.295	0.375	0.514
	SGF	0.098	0.094	0.439
	PAF	0.296	0.294	0.542

1) * 表示在置信度(双侧)为 0.05 时,相关性是显著的; ** 表示在置信度(双侧)为 0.01 时,相关性是显著的

表 2 不同植被覆盖的潮滩 CO_2 通量的温度敏感性分析¹⁾

Table 2 Temperature sensitivity of CO_2 fluxes under different vegetation covers

Q_{10}	光滩	互花米草滩	碱蓬滩	芦苇滩
AT	N	1.94	1.75	2.41
ST	N	1.99	2.04	2.31

1) N 表示没有进行温度敏感性分析

表 3 不同植被覆盖的潮滩 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的年累积排放量以及全球变暖潜能分析

Table 3 Annual cumulative emissions of CO_2 , CH_4 , and N_2O fluxes, as well as the Global Warming Potential (GWP) under different vegetation covers

潮滩	年累积 CO_2 排放 $/t \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$	年累积 CH_4 排放 $/kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$	年累积 N_2O 排放 $/kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$	GWP ¹⁾ $/kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$
光滩	4.874	-0.514	0.539	5 002.100
互花米草滩	68.313	6.054	1.353	68 841.280
碱蓬滩	22.497	5.281	0.584	22 799.173
芦苇滩	47.521	31.653	1.534	48 813.821

1) $GWP = CO_2 + 28CH_4 + 265N_2O$

3 结论

(1) 温室气体 CO_2 通量的季节变化的峰值出现

孙文广等^[46]通过温度和水分交互实验同样表明,温度对 N_2O 排放通量的影响比较微弱,主要原因在于决定 N_2O 排放通量的反硝化作用在一个较宽的温度范围内($2 \sim 65^\circ C$)进行。进一步通过回归分析发现,除光滩外,在互花米草滩、碱蓬滩以及芦苇滩, CO_2 通量与土温的指数拟合效果最好(图 5)。

经过温度敏感性分析发现:在互花米草滩和碱蓬滩 $0 \sim 10$ cm 处的土温对 CO_2 通量的敏感性大于气温的敏感性,在芦苇滩则恰好相关,而且芦苇滩 CO_2 通量的温度敏感性明显大于互花米草滩和碱蓬滩(表 2)。土壤中微生物酶活性存在一定的阈值,当超过阈值之后,温度如果继续升高的话,酶活性就开始下降^[30]。Song 等^[47]得出在永久性积水湿地、季节性积水湿地以及灌丛沼泽湿地中生态系统呼吸 CO_2 的 Q_{10} 值分别是 2.98、2.81、2.37。

2.4 全球变暖潜能

植被对温室气体通量的排放起着至关重要的作用,通过研究发现,植被存在与否以及植被类型差异均会影响温室气体排放,进而导致全球变暖潜能存在一定的差异。在苏北潮滩中,互花米草滩其 GWP 最大(表 3),为 $68 841.280 kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$,是芦苇滩和碱蓬滩的 1.41 倍和 3.02 倍,光滩的 GWP 最小,为 $5 002.100 kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$ 。进一步证明:外来种互花米草主要是通过增加 CO_2 排放来增加其全球变暖潜能的。其中,GWP 主要来自于潮滩温室气体 CO_2 的排放,所占的比例范围为 97.4% ~ 99.2%。

在夏季(8月),谷值出现在冬季;年均互花米草滩 CO_2 通量最大,为 $(766.3 \pm 496.9) mg \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$,芦苇滩和碱蓬滩居中 [$(558.9 \pm 379.8) mg \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$]

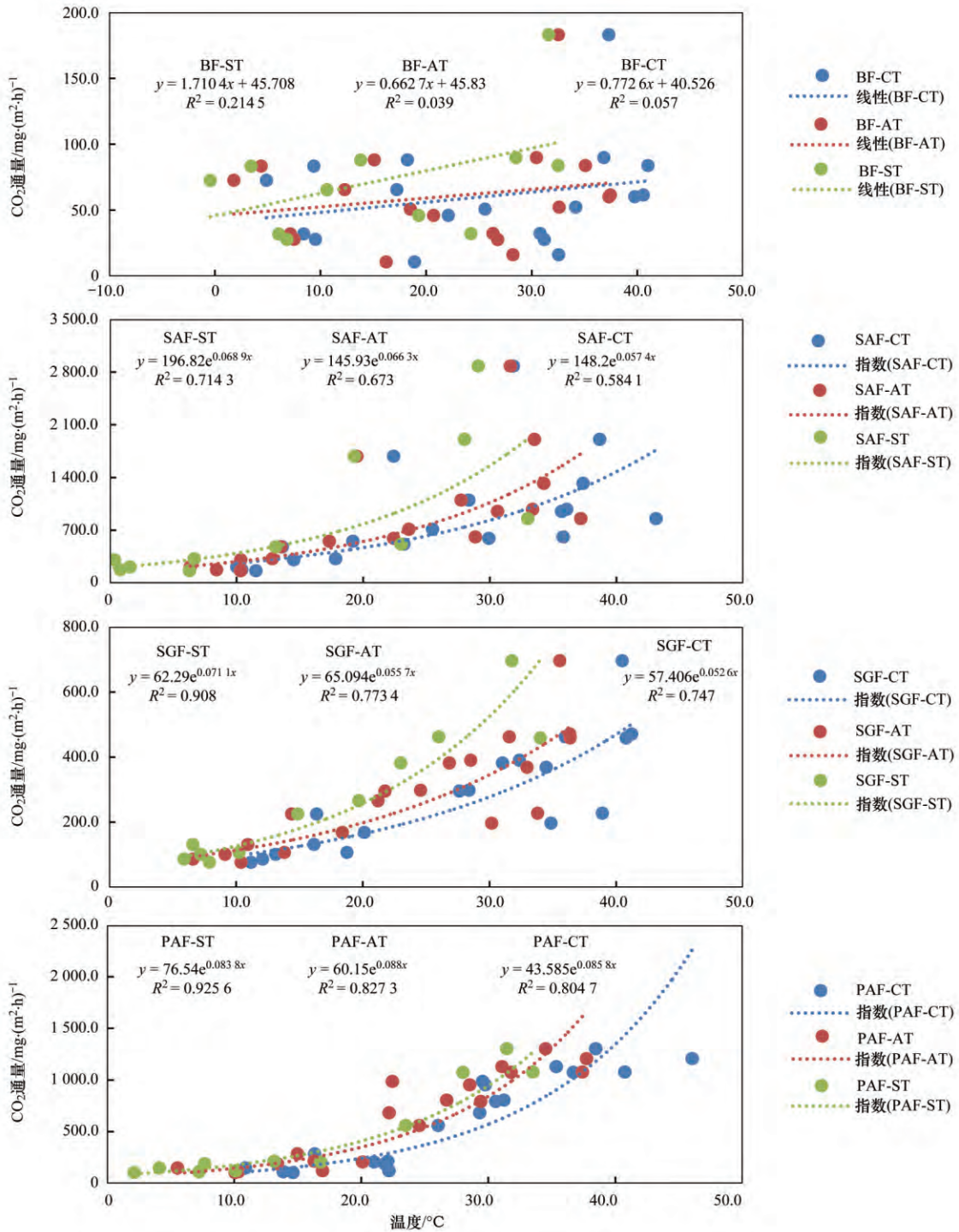


图 5 不同植被覆盖的潮滩 CO₂ 通量与温度(箱温、气温和土温)的回归分析

Fig. 5 Regression analysis between CO₂ fluxes and temperature (CT/AT/ST) under different vegetation covers

和 $(258.0 \pm 142.5) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$],光滩最小 $[(57.1 \pm 16.2) \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$.

(2) 苏北潮滩春季表现为对 CH₄ 的吸收 $[-0.027 \pm 0.054] \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$],其他季节则不同程度地排放 CH₄ ,以夏季的 CH₄ 排放量最大 $[(0.524 \pm 0.799) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$,是秋季和冬季的

13.1 和 16.9 倍. 芦苇滩排放 CH₄ 通量最大,为 $(0.420 \pm 0.900) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,碱蓬滩和互花米草滩的 CH₄ 排放量居中,光滩表现为对 CH₄ 的吸收 $[-0.004 \pm 0.032] \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] .

(3) 夏季平均 N₂O 排放通量最大 $[(15.6 \pm 11.3) \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$],冬季最小 $[(8.7 \pm 3.3)$

$\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$] 春秋季居中。整体来说, N_2O 通量的最大值出现在芦苇滩 [(17.4 ± 5.0) $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$], 其次是互花米草滩 [(15.7 ± 7.9) $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$], 碱蓬滩和光滩的 N_2O 排放通量均比较小, 分别是: (6.7 ± 0.5) $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 和 (6.1 ± 2.1) $\mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。

(4) 综上所述, 在苏北潮滩中, 互花米草滩其 GWP 最大, 为 $68\ 841.280\ \text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 是芦苇滩和碱蓬滩的 1.41 倍和 3.02 倍, 光滩的 GWP 最小, 为 $5\ 002.100\ \text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, CO_2 通量对 GWP 的贡献率最大。

致谢: 感谢盐城国家级珍禽自然保护区成海、刘大伟、赵光强等的协助调查, 感谢南京大学地理与海洋科学学院赵一飞、曹立国、吴小伟、王腾、邹阳等在野外采样等方面提供帮助; 感谢南京农业大学资源与环境学院刘树伟博士在实验方面的帮助。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2013: the physical science Basis. Contribution of working group 1 to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.
- [2] Ferrón S, Ortega T, Gómez-Parra A, et al. Seasonal study of dissolved CH_4 , CO_2 and N_2O in a shallow tidal system of the bay of Cádiz (SW Spain) [J]. Journal of Marine Systems, 2007, **66** (1): 244-257.
- [3] Smith K A, Ball T, Conen F, et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes [J]. European Journal of Soil Science, 2003, **54**(4): 779-791.
- [4] Chmura G L, Anisfeld S C, Cahoon D R, et al. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2003, **17**(4): 1111, doi: 10.1029/2002GB001917.
- [5] Sun Z G, Wang L L, Tian H Q, et al. Fluxes of nitrous oxide and methane in different coastal *Suaeda salsa* marshes of the Yellow River estuary, China [J]. Chemosphere, 2013, **90**(2): 856-865.
- [6] Zhang L H, Song L P, Zhang L W, et al. Diurnal dynamics of CH_4 , CO_2 and N_2O fluxes in the saline-alkaline soils of the Yellow River Delta, China [J]. Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana, 2015, **149**(4): 797-805.
- [7] Chen Q F, Ma J J, Liu J H, et al. Characteristics of greenhouse gas emission in the Yellow River Delta wetland [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, **85**: 646-651.
- [8] 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.
- [9] 汪青, 刘敏, 侯立军, 等. 崇明东滩湿地 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放的时空差异 [J]. 地理研究, 2010, **29**(5): 935-946.
- [10] 王蒙. 杭州湾滨海湿地 CH_4 、 N_2O 、 CO_2 排放通量及其影响因素研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2014.
- [11] Tong C, Wang W Q, Huang J F, et al. Invasive alien plants increase CH_4 emissions from a subtropical tidal estuarine wetland [J]. Biogeochemistry, 2012, **111**(1-3): 677-693.
- [12] 王海涛, 杨小茹, 郑天凌. 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, 2013, **33**(12): 3376-3385.
- [13] 余丹. 九龙江口秋茄红树林土壤-大气温室气体通量随植被恢复变化的研究 [D]. 厦门: 厦门大学, 2014.
- [14] Lu C Y, Wong Y S, Tam N F Y, et al. Methane flux and production from sediments of a mangrove wetland on Hainan Island, China [J]. Mangroves and Salt Marshes, 1999, **3**(1): 41-49.
- [15] 叶勇, 卢昌义, 林鹏, 等. 河口红树林湿地 CH_4 通量的日变化研究 [J]. 海洋学报, 2000, **22**(3): 103-109.
- [16] Wang J X, Li R J, Guo Y Y, et al. Removal of methyl chloroform in a coastal salt marsh of eastern China [J]. Chemosphere, 2006, **65**(8): 1371-1380.
- [17] Wang J X, Li R J, Guo Y Y, et al. The flux of methyl chloride along an elevational gradient of a coastal salt marsh, Eastern China [J]. Atmospheric Environment, 2006, **40**(34): 6592-6605.
- [18] Wang J X, Qin P, Sun S C. The flux of chloroform and tetrachloromethane along an elevational gradient of a coastal salt marsh, East China [J]. Environmental Pollution, 2007, **148**(1): 10-20.
- [19] Xiang J, Liu D Y, Ding W X, et al. Invasion chronosequence of *Spartina alterniflora* on methane emission and organic carbon sequestration in a coastal salt marsh [J]. Atmospheric Environment, 2015, **112**: 72-80.
- [20] Yuan J J, Ding W X, Liu D Y, et al. Methane production potential and methanogenic archaea community dynamics along the *Spartina alterniflora* invasion chronosequence in a coastal salt marsh [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, **98**(4): 1817-1829.
- [21] Zhang Y H, Wang L, Xie X J, et al. Effects of invasion of *Spartina alterniflora* and exogenous N deposition on N_2O emissions in a coastal salt marsh [J]. Ecological Engineering, 2013, **58**: 77-83.
- [22] Zhang Y H, Ding W X. Diel methane emissions in stands of *Spartina alterniflora* and *Suaeda salsa* from a coastal salt marsh [J]. Aquatic Botany, 2011, **95**(4): 262-267.
- [23] 周长芳, 安树青, 赵聪蛟, 等. 互花米草入侵对海岸盐沼二甲基硫及氧化亚氮气体释放的影响 [J]. 海洋科学, 2009, **33**(2): 17-21.
- [24] Zhou L Y, Yin S L, An S Q, et al. *Spartina alterniflora* invasion

- alters carbon exchange and soil organic carbon in Eastern Salt Marsh of China [J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2015, **43**(4): 569-576.
- [25] 张华兵. 自然和人为影响下海滨湿地景观演变特征与机制研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2013.
- [26] 任丽娟, 王国祥, 仇乐, 等. 江苏潮滩湿地不同生境互花米草形态与生物量分配特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, **26**(3): 220-226.
- [27] Xu X W H, Zou X Q, Cao L G, *et al.* Seasonal and spatial dynamics of greenhouse gas emissions under various vegetation covers in a coastal saline wetland in southeast China [J]. *Ecological Engineering*, 2014, **73**: 469-477.
- [28] 刘树伟. 农业生产方式转变对稻作生态系统温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O) 排放的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
- [29] Whalen S C. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere [J]. *Environmental Engineering Science*, 2005, **22**(1): 73-94.
- [30] 全川, 王维奇, 雷波, 等. 闽江河口潮汐湿地甲烷排放通量温度敏感性特征[J]. *湿地科学*, 2010, **8**(3): 240-248.
- [31] Chen G C, Tam N F Y, Ye Y. Spatial and seasonal variations of atmospheric N_2O and CO_2 fluxes from a subtropical mangrove swamp and their relationships with soil characteristics [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, **48**: 175-181.
- [32] 赵广琦, 张利权, 梁霞. 芦苇与入侵植物互花米草的光合特性比较[J]. *生态学报*, 2005, **25**(7): 1604-1611.
- [33] 刘钰, 李秀珍, 闫中正, 等. 长江口九段沙盐沼湿地芦苇和互花米草生物量及碳储量[J]. *应用生态学报*, 2013, **24**(8): 2129-2134.
- [34] 杨文英. 杭州湾湿地四种湿地环境土壤呼吸特征以及土壤活性有机碳研究[D]. 重庆: 西南大学, 2011.
- [35] 王维奇. 闽江河口芦苇湿地甲烷排放及其主要环境影响因子分析[D]. 福州: 福建师范大学, 2008.
- [36] 王亮, 周怀东, 王世岩, 等. 芦苇湿地甲烷排放时空变化规律分析[J]. *土壤通报*, 2014, **45**(3): 579-584.
- [37] 李扬杰, 陈振楼, 王东启, 等. 长江口盐沼带湿地生态演替过程中甲烷排放研究[J]. *环境科学学报*, 2014, **34**(8): 2035-2042.
- [38] 丁维新. 沼泽湿地及其不同利用方式下甲烷排放机理研究[D]. 南京: 中国科学院研究生院(南京土壤研究所), 2003.
- [39] 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.
- [40] Ding W X, Cai Z C. Methane emission from natural wetlands in China: summary of years 1995-2004 studies [J]. *Pedosphere*, 2007, **17**(4): 475-486.
- [41] Zhang L H, Song L P, Zhang L W, *et al.* Seasonal dynamics in nitrous oxide emissions under different types of vegetation in saline-alkaline soils of the Yellow River Delta, China and implications for eco-restoring coastal wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2013, **61**: 82-89.
- [42] 谢文霞, 赵全升, 张芳, 等. 胶州湾河口湿地秋冬季 N_2O 气体排放通量特征[J]. *地理科学*, 2011, **31**(4): 464-469.
- [43] 李扬杰. 植被在长江口湿地温室气体排放过程中的影响机制研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2015.
- [44] 陈冠雄, 徐慧, 张颖, 等. 植物-大气 N_2O 的一个潜在排放源[J]. *第四纪研究*, 2003, **23**(5): 504-511.
- [45] 卢妍, 宋长春, 王毅勇, 等. 植物对沼泽湿地生态系统 N_2O 排放的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2007, **23**(4): 72-75, 94.
- [46] 孙文广, 孙志高, 甘卓婷, 等. 黄河口不同恢复阶段湿地土壤 N_2O 产生的不同过程及贡献[J]. *环境科学*, 2014, **35**(8): 3110-3119.
- [47] Song C C, Xu X F, Tian H Q, *et al.* Ecosystem-atmosphere exchange of CH_4 and N_2O and ecosystem respiration in wetlands in the Sanjiang Plain, Northeastern China [J]. *Global Change Biology*, 2009, **15**(3): 692-705.