

江少锋, 仝川, 方淑媛, 等. 闽江河口短叶茳苳盐沼 CH₄ 排放部分抵消生态系统净 CO₂ 吸收[J]. 海洋学报, 2026, 48(x): 1–12, doi:

Jiang Shaofeng, Tong Chuan, Fang Shuyuan, et al. CH₄ emissions partially offset net ecosystem CO₂ uptake in the *Cyperus malaccensis* salt marsh in Min River estuary[J]. Haiyang Xuebao, 2026, 48(x): 1–12, doi:

闽江河口短叶茳苳盐沼 CH₄ 排放部分抵消 生态系统净 CO₂ 吸收

江少锋¹, 仝川^{1,2,3,4*}, 方淑媛¹, 黄佳芳^{1,2,3,4}, 禹仪轩¹, 高居娟^{3,4}, 李琳¹

(1. 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007; 2. 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福建师范大学, 福州 350007; 3. 福建闽江河口湿地生态系统定位观测研究站(国家林草局), 福州 350215; 4. 福州市滨海湿地生态研究中心, 福州 350215)

摘要: 滨海盐沼生态系统具有高效的固碳-储碳能力, 但同时也是不可忽视的甲烷 (CH₄) 排放源。全球变暖潜势 (global warming potential, GWP) 为衡量单位质量温室气体在一定时间尺度内, 相对于 CO₂ 的增温效应的指标, 长时间尺度下 CH₄ 的 GWP 明显高于二氧化碳 (CO₂)。科学量化滨海盐沼 CH₄ 排放对其生态系统净 CO₂ 吸收的抵消强度以及精确测定其生态系统碳汇速率, 对于区域尺度滨海蓝碳生态系统碳汇规模的评估至关重要。本研究运用“透明箱+不同遮光率布罩+痕量气体红外分析仪+模型”组合技术, 高频观测和评估闽江河口短叶茳苳 (*Cyperus malaccensis*) 盐沼生态系统净 CO₂ 交换 (net ecosystem exchange of CO₂, NEE)、生态系统呼吸 (ecosystem respiration, ER), 并同步观测 CH₄ 排放通量, 以期量化短叶茳苳盐沼年尺度碳汇速率及 CH₄ 排放对生态系统净 CO₂ 吸收的抵消比例。短叶茳苳盐沼 NEE 具有显著的季节波动, 各月份均大气 CO₂ 净吸收汇, 年尺度 NEE 为 $-5\,970.2 \pm 895.9$ g CO₂/(m²·a), 年 CH₄ 排放通量为 18.5 ± 0.2 g CH₄/(m²·a)。综合考虑 CH₄ 排放的 GWP₂₀ 和 GWP₁₀₀, 短叶茳苳盐沼生态系统碳汇速率分别为 4 543.5 和 5486.8 g CO₂-eq/(m²·a), CH₄ 排放对生态系统净 CO₂ 吸收的抵消比例分别为 25.7% 和 8.7%。闽江河口短叶茳苳盐沼 CH₄ 排放虽然部分抵消其生态系统净 CO₂ 吸收, 但是仍具有较强的碳汇功能, 在减缓全球气候变暖过程中发挥着重要作用。

关键词: 净生态系统 CO₂ 交换; CH₄ 排放通量; 碳汇速率; 抵消; 短叶茳苳盐沼; 滨海蓝碳生态系统

中图分类号:

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2026)x-0001-12

1 引言

作为重要的滨海蓝碳生态系统之一, 盐沼生态系统的植物通过光合作用吸收大气中二氧化碳 (CO₂), 具有高效的固碳-储碳能力。但是, 滨海盐沼又是一个“开放”生态系统, 盐沼植物光合作用吸收的碳, 一部分长期固持于土壤中, 另一部分(包括地上植株枯

萎形成的碎屑、地下根系死亡分解形成的溶解性有机碳等)随着潮水和地下水的流动输送到海洋^[1], 这些输入海洋中碳或通过沉积物生物泵 (biological Pump, BP) 机制长期埋藏固持于近海沉积物, 或通过微型生物碳泵 (microbial carbon pump, MCP) 机制形成惰性溶解有机碳长期储存在海水中^[2]。仝川等人^[3]将滨海蓝碳生态系统植物光合净吸收大气中的 CO₂ 并

收稿日期: 2026-03-08; 修订日期: 2026-04-23。

基金项目: 国家重点研发计划项目“滨海湿地生态系统蓝碳碳汇和综合生态服务功能”(2022YFC3105401); 国家自然科学基金面上项目“土壤氮本底值在河口潮滩沼泽湿地甲烷动态对不同形态氮负荷增加的响应中的角色”(42177213); 中央专项财政支持项目“福州市滨海湿地蓝碳碳汇现状与碳贸易研究”[3501821FJYHZZB[GK]2024001。

作者简介: 江少锋(2002—), 男, 主要从事滨海湿地碳循环研究。E-mail: Jstrelitzia@163.com

* **通信作者:** 仝川, 教授, 主要研究方向为滨海湿地碳循环研究。E-mail: tongch@fjnu.edu.cn

长期固持在本生态系统中的碳,以及植物光合固定的碳通过横向通量输送到海洋生态系统并长期固持在沉积物和海水中的碳定义为滨海蓝碳生态系统的广义碳汇。滨海盐沼湿地是 CH_4 重要的天然排放源之一,在百年尺度,甲烷(CH_4)单位质量全球变暖潜势(即不同温室气体在特定时间尺度下相对于 CO_2 的累积辐射强迫效应)远高于 CO_2 ,近年来科学界开始关注 CH_4 排放对生态系统碳汇功能的负面影响以及对于净 CO_2 吸收的部分抵消作用^[4-5]。一项研究汇总分析了全球7个同时测定滨海盐沼生态系统NEE和 CH_4 排放通量文献数据,结果发现:基于 CH_4 排放20年和100年尺度全球变暖潜势,滨海盐沼生态系统年 CH_4 排放对年NEE的抵消强度分别为41.4%和14.0%^[6]。

生态系统净 CO_2 交换(net ecosystem exchange of CO_2 , NEE)是运用通量法评估陆地生态系统碳汇速率的一个关键指标,也是运用通量法评估滨海盐沼生态系统“广义”碳汇速率的一个核心指标^[3]。涡度协方差通量塔法被广泛应用于自然生态系统NEE的高频测定,目前是测定生态系统与大气间净 CO_2 交换的主流方法。但是目前鲜见同时测定滨海盐沼生态系统NEE和 CH_4 排放通量的文献报道。由于全球普遍缺乏同时测定滨海盐沼NEE和 CH_4 通量的数据,因此,科学评估滨海盐沼 CH_4 排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消强度以及滨海盐沼生态系统碳汇速率十分重要。在未安装涡度协方差通量塔的草本沼泽湿地,箱式法在测定碳收支方面也得到较广泛的应用^[7-8],该方法成本低,相对简单易行,可以在某个盐沼生态系统多点同步开展测定。

短叶荳芰(*Cyperus malaccensis*)盐沼广泛分布于我国的闽、粤等沿海省份和台湾地区的海岸带。本研究以福建闽江河口分布的短叶荳芰盐沼为研究对象,基于“透明箱+不同遮光率布罩+痕量气体红外分析仪+模型”的方法实现了基于静态箱法对短叶荳芰盐沼生态系统NEE和ER的高频测定与估算,同时同步开展 CH_4 通量的测定。在此基础上,分别基于非化石能源 CH_4 排在20年和100年尺度的全球变暖潜势(GWP_{20} 和 GWP_{100}),评估短叶荳芰盐沼生态系统的月碳汇速率和年碳汇速率。本文假设闽江河口短叶荳芰盐沼湿地 CH_4 排放对其生态系统月、季节和年的净 CO_2 吸收的具有一定的抵消比例,且在不同月和季节的抵消比例具有差异。研究成果为我国滨海盐沼生态系统蓝碳碳汇清单的编制及滨海盐沼生态系统保护与可持续管理提供了重要的科学数据与决

策支撑。

2 材料与方法

2.1 研究区域和样地概况

闽江河口为我国东南沿海重要河口之一,位于亚热带和南亚热带的交汇处,常年处于亚热带海洋性季风控制下,气候温暖湿润,年平均气温为 19.6°C ,年降水量为1350 mm,集中于3-9月^[9]。闽江河口的潮汐类型属正规半日潮。鱓鱼滩($26^\circ0'36''-26^\circ3'42''\text{N}$, $119^\circ34'12''-119^\circ41'40''\text{E}$)是闽江河口最大的天然湿地,位于闽江入海口的南侧^[10-11]。鱓鱼滩分布的主要土著单优势种盐沼植物群落为芦苇(*Phragmites australis*)群落、短叶荳芰(*Cyperus malaccensis*)群落和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)群落。本研究中的短叶荳芰盐沼样地位于鱓鱼滩中部的中潮滩。短叶荳芰为多年生草本植物,耐盐碱性强,广泛分布于我国的闽、粤等沿海省份和台湾地区的滨海湿地。观测期内(2023年5月~2024年4月)样地年平均气温 20.8°C ,年均土壤温度为 21.6°C ,盐度介于4.2-14.2 ppt,研究样地短叶荳芰种群群落长势稳定,群落盖度为75%,植株高度在夏季达到最高(1.5 m),地上生物量为 $1\ 062.4\ \text{g}/\text{m}^2$,每年3月上旬进入生长阶段,6-9月为旺盛生长期,10月生长显著趋缓。研究样地0-50 cm土层土壤有机碳含量为 $19.7 \pm 0.7\ \text{g}/\text{kg}$ ^[10]。

2.2 含碳温室气体瞬时通量(NEE、ER与 CH_4 通量)测定

含碳温室气体瞬时通量测定时间为2023年5月~2024年4月。在鱓鱼滩中部中潮滩分布的短叶荳芰盐沼湿地内随机布设3个 $1\ \text{m} \times 1\ \text{m}$ 样地(各样地间距约5 m)。2023年4月在每个样地内布设静态箱底座,底座由PVC材料制成,尺寸为 $35\ \text{cm} \times 35\ \text{cm} \times 30\ \text{cm}$ (长 \times 宽 \times 高),埋入地下20 cm,底座边缘有密封水槽,在测量时加水起到密封的作用。静态箱整体由底座以及中箱和顶箱三部分组成。中箱与顶箱的尺寸(长 \times 宽 \times 高)分别为 $35\ \text{cm} \times 35\ \text{cm} \times 100\ \text{cm}$ 和 $35\ \text{cm} \times 35\ \text{cm} \times 50\ \text{cm}$,中箱顶部同样有密封水槽。中箱中部两侧有采气通道/接口,用于与Licor-7810痕量气体分析仪连接,实现气体的连续高频循环测定。为保障静态箱内部气体的均匀,在顶箱顶板与中箱侧壁分别安装小型风扇,并配置独立移动电源。

为了利用静态箱法实现高频碳通量的测定,需要建立NEE与光合有效辐射值(photosynthetically active radiation, PAR)的拟合方程以及ER与大气温度的拟合方程。每月选取1~2日晴天,在晴朗正午时刻采

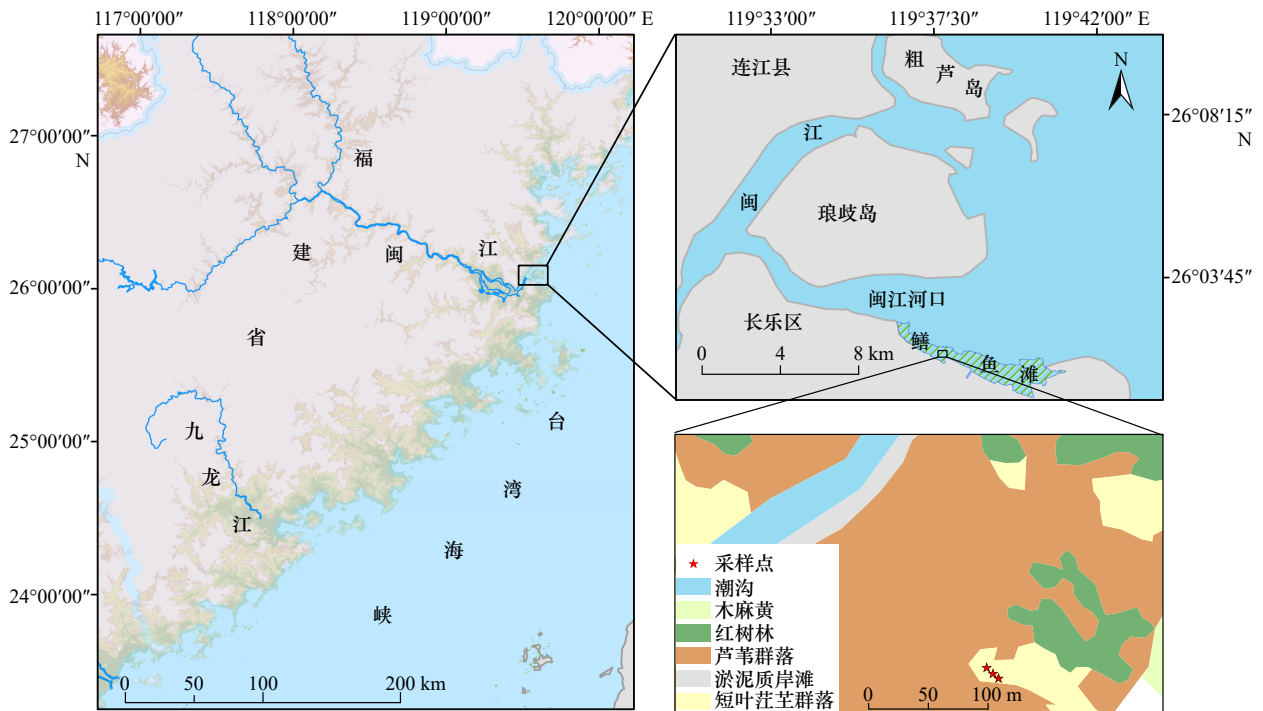


图 1 研究区及研究样地位置图

Fig. 1 Location of the study area and sampling sites

用不同遮光率(遮光率分别为 0%, 30%, 65%, 80% 和 100%)的布罩先后完全罩住静态箱以模拟一天内的光照强度变化。在各光照条件下运用 Licor-7810 分析仪测定不同遮光率下静态箱内 CO₂ 浓度变化^[12], 具体操作如下: 将覆盖遮光罩的静态箱与气体分析仪连接, 待系统稳定后, 每秒 1 次连续高频采集箱内 CO₂ 浓度数据, 持续 2 min(共采集 120 个 CO₂ 浓度数据)。每一遮光处理测量完毕后, 取下布罩并抬起静态箱, 静置通风 1 min, 使内外气体平衡, 再更换另一遮光罩进行下一遮光率下的测量, 最后使用遮光率为 100% 的黑布罩罩住箱体, 测定黑暗状况下短叶茳茳盐沼生态系统碳通量, 即 ER^[8, 13]。根据静态箱内 CO₂ 浓度变化率, 计算得出各光照情景下的 NEE 与 ER^[7-8, 13]。NEE 负值表示生态系统从大气净吸收 CO₂, 是大气 CO₂ 汇; NEE 正值表示生态系统向大气净排放 CO₂, 是大气 CO₂ 源。

在遮光率为 100% 的情景下, 连接 Licor-7810 以每秒 1 次的频率测定箱体内 CH₄ 浓度, 通过箱体内 CH₄ 浓度的线性变化率, 依据公式 1 计算 CH₄ 排放通量:

$$F = \frac{M}{V} \times \frac{dc}{dt} \times H \times \left(\frac{273}{273+T} \right) \quad (1)$$

式中, F 为 CH₄ 排放通量 (mg/(m²·h)); M 为 CH₄ 摩尔质量 (g/mol); V 为标准状态下的气体摩尔体积 (22.4 L/mol); dc/dt 为 CH₄ 浓度变化率; T 为静态箱内气度 (°C); H 为静态箱高度 (m)。当浓度变化的时间

序列数据其线性回归决定系数 $r^2 > 0.90$ 才视为有效数据^[14]。

2.3 环境因子测定

原位同步利用便携式气象仪 (Kestrel, 美国) 记录静态箱内气温; 采用光合有效辐射计 (Light Scout 3415FX, Spectrum, 美国) 测定箱内光合有效辐射 (PAR)。同时利用距离研究样地约 50 m 的闽江河口湿地生态系统定位观测研究站 (国家林草局) 自动气象站 (Campbell, 美国) 获取每 15 min 间隔的 PAR 和大气温度数据。

2.4 高频碳通量及年碳通量的估算

NEE 作为表征生态系统净 CO₂ 交换的关键指标, 其通量值由生态系统总光合作用吸收量与 ER 共同作用决定。本研究采用总光合生产 (GPP, gross photosynthetic production)^[8-15, 16] 表征短叶茳茳盐沼生态系统光合作用对大气 CO₂ 的总吸收量。三者关系见公式 2^[16]:

$$GPP = ER - NEE \quad (2)$$

根据实测的瞬时 NEE 与 ER 值, 并根据公式 (2) 计算得出瞬时 GPP 值, 进而建立 GPP 与对应的 PAR 的直角双曲线拟合关系方程, 见公式 3:

$$GPP = \left[a \times \frac{I}{b+I} \right] \quad (3)$$

式中, GPP ($\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), I 为 PAR ($\mu\text{mol CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$); a , b 为常数^[8]。

同时将瞬时 ER 与气温建立指数拟合方程, 见公式 4:

$$ER = Ae^{B \times T} \quad (4)$$

ER 为生态系统呼吸速率 ($\mu\text{mol CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$); T 为气温 ($^{\circ}\text{C}$); A, B 为经验常数^[17]。

根据以上建立的 GPP 与 PAR 以及 ER 与气温的拟合关系, 代入每 15min/次的 PAR 与气温数据, 计算得到每 15 min 的 GPP 与 ER 值, 并依据公式(2)计算得出每 15 min 的 NEE 值, 最终尺度上移计算得出日、月乃至年尺度的 GPP、ER 与 NEE ($\text{g CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\text{g CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{mon})$; $\text{g CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)。

基于每月 1–2 个白天测定 CH_4 排放通量 ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$), 并根据闽江河口昼夜 CH_4 排放通量的比值为 1.62^[18], 推算出日 CH_4 排放通量, 最后时间尺度上移估算得到月、年 CH_4 排放通量。

2.5 生态系统碳汇速率/碳源速率的评估

表征滨海盐沼生态系统广义碳汇速率的核心指标为生态系统年 NEE。本研究基于非化石能源 CH_4 排放 20 年和 100 年尺度全球变暖潜势值 ($\text{GWP}_{20}=79.7$, $\text{GWP}_{100}=27$), 将 CH_4 排放通量换算为 CO_2 当量 ($\text{CO}_2\text{-eq}$) 排放通量, 在此基础上对 NEE 与 CH_4 排放二氧化碳当量通量求和, 表征盐沼生态系统月/年碳汇速率或碳源速率, 见公式 5^[12]:

$$C_{\text{sink/source}} = \text{NEE} + F_{\text{methane}} \quad (5)$$

式中, $C_{\text{sink/source}}$ 为盐沼生态系统碳汇速率或碳源速率, $C_{\text{sink/source}}$ 为负值, 表示盐沼生态系统某月或某年的碳通量在 20 年或 100 年尺度表现为净 CO_2 当量汇 (增加生态系统辐射冷却效应), 为碳汇速率; $C_{\text{sink/source}}$ 为正值, 表示盐沼生态系统某月或某年的碳通量在 20 年或 100 年尺度上表现为净 CO_2 当量源 (降低生态系统辐射冷却效应), 为碳源速率。文中具体表达时为了避免混乱, 我们将碳汇速率表达为正值, 将碳源速率表达为负值。

2.6 CH_4 排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例的计算

滨海盐沼生态系统 CH_4 排放对其生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例的计算公式如下:

$$\text{CH}_4\text{排放抵消生态系统净CO}_2\text{吸收比例}(\%) = \frac{\text{生态系统CH}_4\text{排放CO}_2\text{当量通量}}{\text{生态系统净CO}_2\text{吸收}} \times 100\% \quad (6)$$

式中: 生态系统净 CO_2 吸收: $\text{g CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 或 $\text{g CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{mon})$; CH_4 排放 CO_2 当量通量 ($\text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 或 $\text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2 \cdot \text{mon})$) 为 CH_4 排放通量乘以 20 年和 100 年 CH_4 排放全球变暖潜势值。在月尺度的抵消比例计算中, 仅

在月 NEE 为负值 (生态系统净 CO_2 吸收) 时计算 CH_4 排放抵消比例; 若 NEE 为正值 (即生态系统净 CO_2 排放), 则不计算该月的抵消比例。

2.7 统计分析

采样 Microsoft Excel 2016、IBM SPSS Statistics 21 和 Origin 2021、R4.5.2 软件完成统计分析和制图。利用 Excel 进行 GPP、ER 和 NEE 通量值及其平均值、标准误差等的统计计算。文中所有数据及图表均以“平均值 \pm 标准误差”形式呈现。

3 结果

3.1 短叶荇盐沼正午时刻瞬时 CO_2 通量

短叶荇盐沼生态系统正午瞬时碳通量表现出明显的月和季节的波动 (图 2)。重复测量方差分析结果表明, GPP、ER 和 NEE 在月份间均具有显著差异 ($P < 0.001$)。短叶荇盐沼 GPP 范围为 5.5–62.4 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 7 月达到最高 ($62.4 \pm 11.6 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)。ER 的变化范围为 2.4–36.6 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 峰值出现在 7 月 ($36.6 \pm 6.6 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)。短叶荇盐沼 NEE 在各月均为负值, 变化区间为 $-32.4 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 至 $-2.5 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 其中 8 月净 CO_2 吸收最强 ($-32.4 \pm 5.1 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)。短叶荇盐沼所有测定日正午时段 GPP、ER 和 NEE 的年均值分别为 $11\,240.26 \pm 939.55 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, $5\,270.09 \pm 151.84 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 和 $-5\,970.16 \pm 895.92 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。

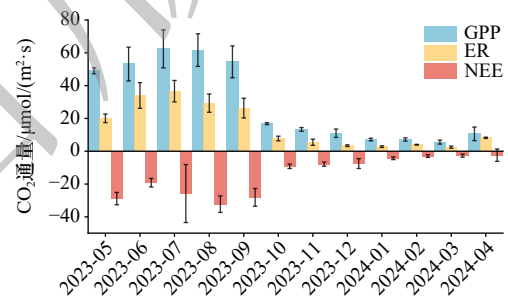


图 2 短叶荇盐沼正午时刻 GPP、ER 和 NEE 的动态变化

Fig. 2 Variations of midday GPP, ER, and NEE in the *Cyperus malaccensis* salt marsh of the Minjiang River estuary

3.2 GPP 与 PAR、ER 与气温的拟合方程

短叶荇盐沼 ER 与大气温度的拟合曲线见图 3 (a), 短叶荇盐沼 4 个季节各一个典型月份 (1、4、7 和 10 月) GPP 与 PAR 直角双曲线拟合关系见图 3 (b)。

3.3 短叶荇盐沼 CO_2 通量日进程及日通量的月动态

基于 15 min 间隔绘制的短叶荇盐沼 4 个季节典型月份 (1、4、7、10 月) NEE、GPP、ER 日进程见

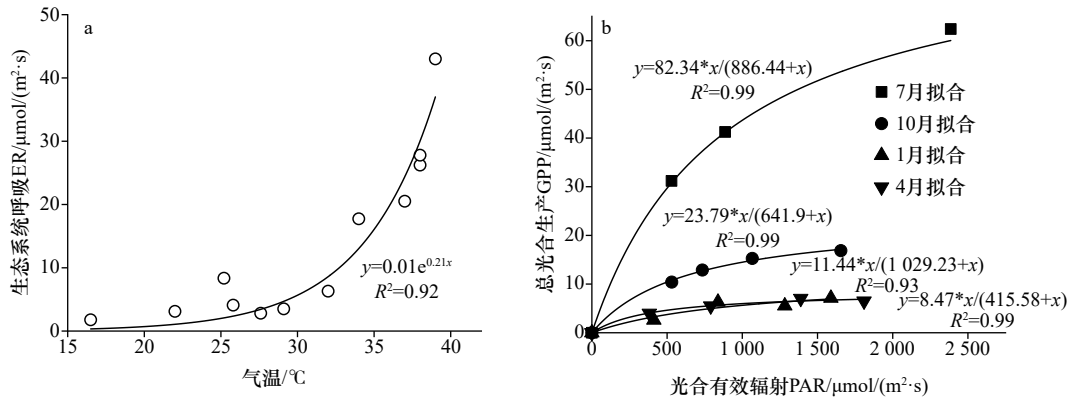


图 3 短叶茳茳盐沼 GPP 与 PAR 的拟合曲线以及 ER 与气温的拟合曲线

Fig. 3 Light response curves and the relationship between ecosystem respiration and air temperature for the *Cyperus malaccensis* salt marsh

图 4. 各月份短叶茳茳盐沼 NEE 均呈“U”型日进程特征, 在日出后由微弱正值变为负值 (CO₂ 净吸收), 并在正午时刻达到最强的 CO₂ 净吸收, 其中 7 月 13:00 净吸收最强 (-49.73 ± 5.48 μmol CO₂/(m²·s)), 随后逐渐回升至日落时再次转为微弱正值 (CO₂ 净排放), 即白天表现为对大气 CO₂ 的净吸收, 夜间为大气 CO₂ 弱源。夏季 7 月份短叶茳茳盐沼 NEE 日进程变化十分明显, 而冬季 1 月份 NEE 日进程几乎无变化。短叶茳茳盐沼 1、4、7、10 月 GPP 日进程均呈单峰倒“U”型, 峰值均出现在 11:30–14:00; 其中 10 月 13:00 的 GPP 最大, 为 49.8 ± 5.5 μmol CO₂/(m²·s)。ER 的日进程仅在 7 月表现出清晰的单峰倒“U”型, 峰值集中在 12:00–14:00, 其余月份日变化不明显。

短叶茳茳盐沼年尺度上 CO₂ 日通量的变化见图 5。GPP、ER 与 NEE 季节波动较大, 都在夏季达到各自的峰值。短叶茳茳盐沼日 GPP 全年最高值出现在 2023 年 7 月 12 日 (88.5 ± 7.9 g CO₂/(m²·d)), 最低值出现在 2024 年 4 月 4 日 (1.6 ± 0.9 g CO₂/(m²·d)); 日 ER 最高值出现在 2023 年 8 月 4 日 (105.8 ± 10.2 g CO₂/(m²·d)), 最低值出现在 2024 年 1 月 23 日 (0.96 ± 0.04 g CO₂/(m²·d))。短叶茳茳盐沼日 NEE 在一年内多数为负值, 即表现为对大气 CO₂ 的净吸收, 最强 CO₂ 净吸收 (-61.5 ± 7.7 g CO₂/(m²·d)) 出现在 2023 年 5 月 10 日, 一些日期表现为大气 CO₂ 源, 最大值出现在 2024 年 3 月 25 日 (38.3 ± 1.6 g CO₂/(m²·d))。研究期内年尺度累计 GPP、ER 和 NEE 分别为 11 240.3 g CO₂/(m²·a)、5 270.1 g CO₂/(m²·a)

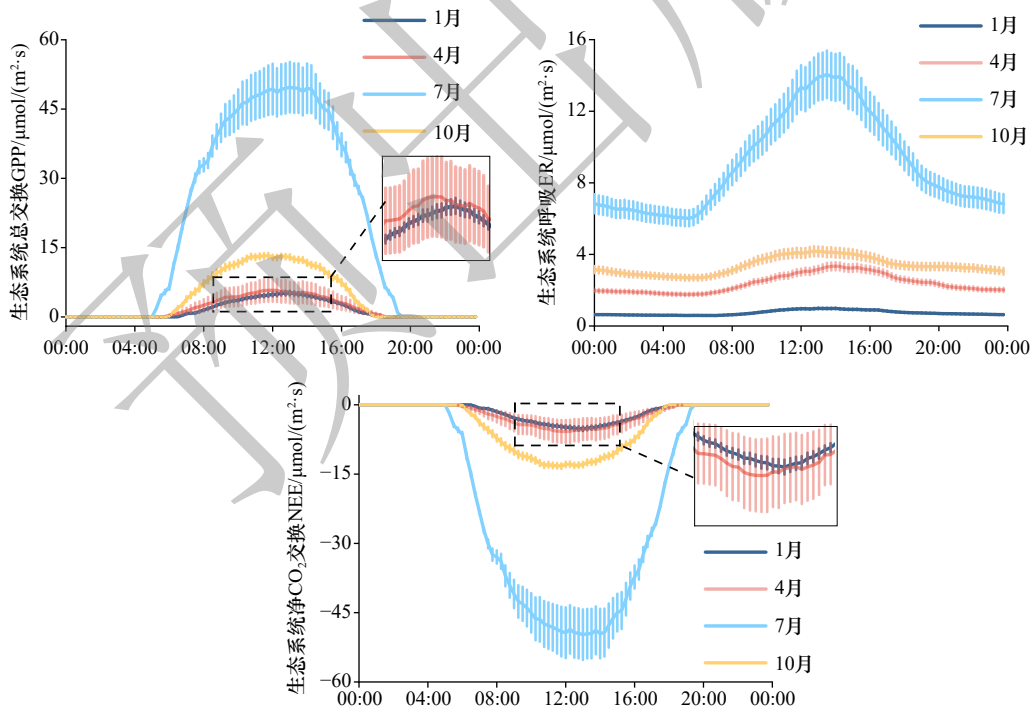


图 4 短叶茳茳盐沼各季节典型月份 CO₂ 通量日进程变化 (平均值 ± 标准误差)

Fig. 4 Diurnal dynamics of CO₂ fluxes in typical months of each season in the *Cyperus malaccensis* salt marsh (mean ± standard error)

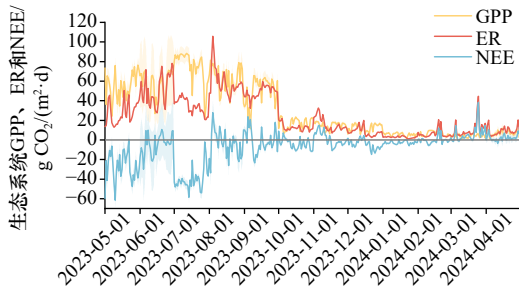


图5 短叶荳苳盐沼日 GPP、ER 和 NEE 的动态变化
Fig. 5 Variation of daily GPP, ER, and NEE in the *Cyperus malaccensis* salt marsh

和 $-5\ 970.2\ \text{g CO}_2/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 。

3.4 短叶荳苳盐沼 CH_4 排放通量

短叶荳苳盐沼测定日正午瞬时和月 CH_4 排放通量月动态见图 6, 重复测量方差分析结果表明, 不同月份间 CH_4 排放通量具有显著差异 ($P < 0.001$)。年尺度上正午瞬时 CH_4 排放通量介于 $0.085\text{--}0.12\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$, 2023 年 9 月达到最大值 ($0.15 \pm 0.05\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$), 7 月最低 ($0.085 \pm 0.001\ 2\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$)。月 CH_4 排放通量范围为 $18\ 746.32\text{--}313\ 467.08\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$, 2023 年 9 月月排放通量最高 ($313\ 467.08 \pm 112\ 463.23\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$), 7 月最低 ($18\ 746.32 \pm 22\ 614.71\ \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$)。2023 年 9 月 CH_4 通量显著高于 2023 年 10 月至 2024 年 3 月的低排放期 ($P < 0.05$), 低排放期内各月无显著差异 ($P > 0.05$)。短叶荳苳盐沼在整个观测期内持续表现为大气 CH_4 源, 年 CH_4 排放通量为 $18.5 \pm 0.2\ \text{g CH}_4/(\text{m}^2\cdot\text{a})$; 从季节贡献占比来看, 春季排放达到了全年 CH_4 排放

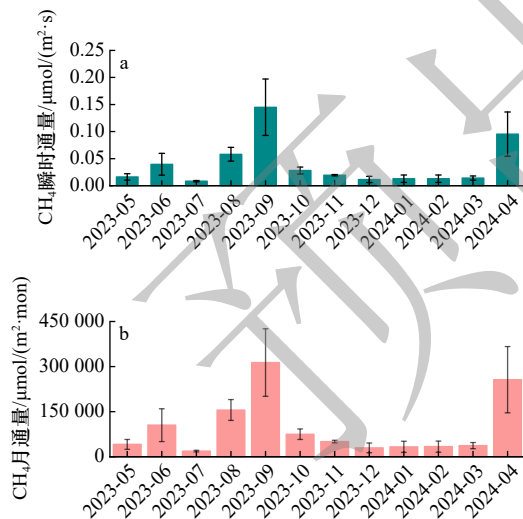


图6 短叶荳苳盐沼正午时刻 CH_4 排放通量和月 CH_4 排放通量的动态变化。(a) 测定日正午时刻 CH_4 排放通量; (b) 月 CH_4 排放通量
Fig. 6 Dynamics of midday and monthly CH_4 fluxes in the *Cyperus malaccensis* salt marshes. (a) Midday CH_4 fluxes; (b) Monthly CH_4 fluxes

的 52.6%, 冬季仅占 1.9%。

3.5 短叶荳苳盐沼月、年碳汇/碳源速率

基于 GWP_{20} 和 GWP_{100} 将 CH_4 排放通量转化为 CO_2 当量通量计算的短叶荳苳盐沼月尺度碳汇/碳源速率时间动态见图 7。重复测量方差分析结果表明, 2 个时间尺度下月碳汇/碳源速率均具有显著差异 ($P < 0.001$), 2023 年 5–7 月均为强碳汇期, 2023 年 10 月至次年 3 月碳汇能力显著减弱 ($P < 0.05$)。20 年尺度下, 在整个观测年内除了 3 月和 4 月份以外, 短叶荳苳盐沼各月均表现为碳汇, 其中 2023 年 5 月碳汇速率最高 ($1\ 228.7 \pm 256.2\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$), 11 月碳汇速率最低 ($11.2 \pm 8.2\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$); 3 月与 4 月转为碳源, 碳源速率分别为 -78.4 ± 32.5 和 $-390.1 \pm 58.7\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$ 。短叶荳苳盐沼年碳汇速率为 $4\ 543.47\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 。百年尺度下, 在整个观测年内除了 3 月和 4 月份以外, 短叶荳苳盐沼各月均表现为碳汇, 其中 5 月份碳汇速率 ($1\ 268.2 \pm 256.2\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$) 最高, 11 月降至最低 ($23.2 \pm 8.2\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$)。3 月和 4 月短叶荳苳盐沼表现为碳源, 碳源速率分别为 -46.6 ± 32.5 和 $-174.8 \pm 58.7\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{mon})$ 。短叶荳苳盐沼年碳汇速率为 $5\ 486.8 \pm 1\ 818.0\ \text{g CO}_2\text{-eq}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 。

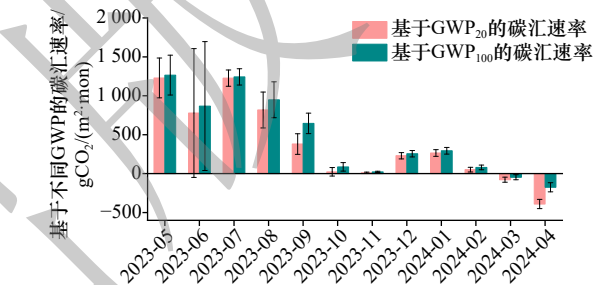


图7 基于不同时间尺度 GWP 的短叶荳苳盐沼月碳汇/碳源速率动态变化

Fig. 7 Variation in monthly carbon sink/source rate of the *Cyperus malaccensis* salt marsh based on different GWP values

3.6 短叶荳苳盐沼 CH_4 排放对净 CO_2 吸收的抵消比例

基于非化石能源 CH_4 排放的 GWP_{20} 和 GWP_{100} , 2023 年 5 月~2024 年 2 月短叶荳苳盐沼 CH_4 月排放对月净 CO_2 吸收的抵消比例在 GWP_{20} 框架下为 1.9%~204.1%, 在 GWP_{100} 框架下为 0.7%~69.1%, 两种时间尺度下碳汇速率均表现出显著的月份间差异 ($P < 0.001$)。其中 11 月抵消比例最高, 分别达到 204.1% (GWP_{20}) 和 69.1% (GWP_{100}); 7 月抵消比例最低, 分别为 1.9% (GWP_{20}) 和 0.7% (GWP_{100})。短叶荳苳盐沼 3 月和 4 月 NEE 为正值, 即为净排放 CO_2 , 不存在 CH_4 排放的抵消现象 (图 8a)。在季节尺度, 短叶荳苳盐沼 CH_4 排放对净 CO_2 吸收的抵消比例在春季分别

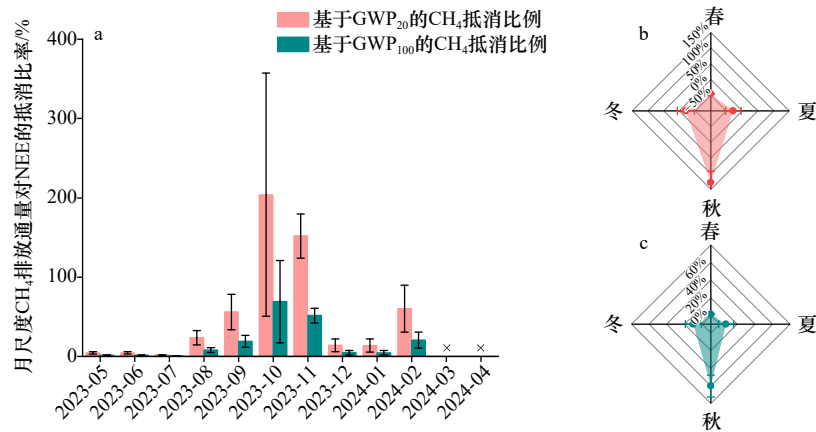


图 8 短叶茳芩盐沼的月、季节整合的 CH₄ 排放对月、季节净 CO₂ 吸收的抵消比例的变化 (a) 短叶茳芩盐沼 CH₄ 月排放对月净 CO₂ 吸收抵消比例的动态变化; (b, c) 短叶茳芩盐沼 CH₄ 季节排放对季节净 CO₂ 吸收的抵消比例. ×: 该月份盐沼为净 CO₂ 排放源, 故不存在 CH₄ 排放对净 CO₂ 的抵消比例

Fig. 8 Temporal variations in the offset of net CO₂ uptake by CH₄ emissions at monthly and seasonal scales in the *Cyperus malaccensis* salt marsh. (a) Variations in the offset of net CO₂ uptake by monthly CH₄ emissions in *Cyperus malaccensis* salt marsh over 20-year and 100-year time horizons; (b, c) Variations in the offset of net CO₂ uptake by seasonal CH₄ emissions in *Cyperus malaccensis* salt marsh over 20-year and 100-year time horizons; ×: indicates that the salt marsh was a net CO₂ source during that month, and therefore no offset by CH₄ emissions.

为 $4.5\% \pm 1.5\%$ (GWP₂₀) 和 $1.5\% \pm 0.5\%$ (GWP₁₀₀); 夏季为 $21.5\% \pm 24.9\%$ 和 $7.3\% \pm 8.4\%$; 秋季升至 $178.0\% \pm 36.8\%$ 和 $60.3\% \pm 12.5\%$; 冬季则分别为 $29.4\% \pm 26.7\%$ 和 $10.0\% \pm 9.1\%$ (图 8b、图 8c)。在 20 年与 100 年尺度下, 短叶茳芩盐沼年 CH₄ 排放对年净 CO₂ 吸收的抵消比例分别为 25.7% 和 8.7%。

4 讨论

4.1 滨海盐沼生态系统 CO₂ 净交换量

闽江河口短叶茳芩盐沼生态系统年尺度 NEE 为 $-5\,970.2 \pm 895.9$ g CO₂/(m²·a), 在观测的一年中除了初春(3-4月)表现为大气 CO₂ 净排放源, 其它月份均表现为对大气 CO₂ 的净吸收。生态系统 NEE 是揭示生态系统碳收支、碳固持以及碳汇速率的一个重要的指标。尽管同步观测滨海盐沼生态系统 NEE 和 CH₄ 排放通量的文献极少, 但是运用涡度相关通量塔方法测定滨海盐沼生态系统 NEE 的文献相对较多。基于连续 8 年的 CO₂ 通量观测, 黄河口盐地碱蓬湿地 NEE 为 -189.6 g CO₂/(m²·a)^[19]; 黄河三角洲芦苇盐沼 NEE 为 -599.1 g CO₂/(m²·a)^[20]; 邢庆会等^[21] 在 2012 年生长季的观测中亦指出黄河口盐地碱蓬湿地整体表现为 CO₂ 汇 (NEE 为 -81.77 g CO₂/(m²·a))。基于多个河口、不同滨海盐沼群落类型的涡度相关数据计算得出中国滨海盐沼生态系统平均 NEE 为 $-1\,642$ g CO₂/(m²·a)^[22]。全球滨海盐沼 NEE 为 $-5\,812$ g CO₂/(m²·a)^[23]。本研究所测定的闽江河口短叶茳芩盐沼 NEE ($-5\,748.44$ g CO₂/(m²·a)) 与全球滨海盐沼 NEE 值十分接近, 但明

显高于我国黄河口乃至全国滨海盐沼生态系统的 NEE 值。闽江河口短叶茳芩盐沼 NEE 明显高于 Wang 等^[27] 得出的我国滨海盐沼生态系统的 NEE 的平均值^[27], 我们分析主要原因是 Wang 等^[27] 收集的文献中的研究站点多位于温带, 只有长江口位于亚热带北端, 较低的年均温导致滨海沼泽湿地总光合吸收强度较低而造成其较低的 NEE 值。

4.2 滨海盐沼生态系统碳汇速率及 CH₄ 排放的部分抵消作用

闽江河口短叶茳芩盐沼年 CH₄ 排放通量为 18.5 ± 0.2 g CH₄/(m²·a), 综合考虑 CH₄ 排在百年时间尺度上的全球变暖潜势, 闽江河口短叶茳芩盐沼仍具有明显的碳汇功能, 年碳汇速率为 $5\,486.8$ g CO₂-eq/(m²·a)。基于 GWP₁₀₀ 核算的短叶茳芩盐沼各季节均表现碳汇, 碳汇速率从大到小顺序依次为: 夏季 $2\,425.08 \pm 285.13$ g CO₂/m², 春季 $1\,538.71 \pm 869.37$ g CO₂/m², 冬季 545.42 ± 66.26 g CO₂/m², 秋季 34.27 ± 55.22 g CO₂/m², 夏季碳汇能力最强, 秋、冬季明显减弱。春、夏季为短叶茳芩的主要生长期, 生态系统呼吸速率虽处于全年高位, 但光合作用碳吸收量远超呼吸排放量, 进入秋季后地上部分逐渐枯萎衰老, 光合固碳能力大幅减弱。生态系统碳汇速率一般定义为“单位时间、单位面积的生态系统对大气 CO₂ 的净吸收且长期储存的碳”, 当然对于湿地生态系统, 在百年尺度还需考虑 CH₄ 排放的部分抵消效应。目前对于滨海蓝碳生态系统碳汇速率概念的界定仍存在一定的挑战, 主要原因是滨海蓝碳生态系统是一个“开放”的生态系统, 某

一滨海蓝碳生态系统植物光合作用吸收固定的碳并非长期固持在本生态系统中,一部分甚至大部分随着潮水和地下水的流动输送到周边湿地生态系统或海洋生态系统,包括地上植株枯萎形成的碎屑、埋藏在沉积物中的植物地上凋落物以及地下根系死亡分解形成的溶解性有机碳等。仝川等^[3]提出了滨海蓝碳生态系统广义碳汇速率的概念,即指除了本生态系统植物光合作用净吸收并长期固持在自身生态系统中的碳以外,还包括该系统植物光合作用固定但最终通过横向传输过程输送到海洋生态系统并长期固持在海洋沉积物和海水中的碳。对于滨海盐沼生态系统广义碳汇速率的测定可直接运用碳通量收支法。

运用碳通量法评估滨海蓝碳生态系统碳汇速率需同步观测其NEE和CH₄排放通量,然而,目前鲜见同步观测滨海盐沼生态系统NEE和CH₄排放通量的文献报道。一项研究汇总了全球滨海蓝碳生态系统同步观测NEE和CH₄排放通量的数据,结果发现:对于滨海盐沼生态系统仅有7条数据^[6]。一项研究利用涡度相关通量塔同步测定马塞诸州河口芦苇盐沼生态系统NEE和CH₄排放通量,NEE为-352 g C/(m²·a),CH₄排放通量11.4 g C/(m²·a),即使考虑到CH₄排放对其净CO₂吸收的部分抵消,该河口芦苇盐沼整体表现仍为一个弱碳汇^[24]。另一项研究运用箱式法测定闽江河口海三棱藨草盐沼、芦苇盐沼生态系统年NEE和CH₄排放通量,综合考虑CH₄排放的GWP₁₀₀,海三棱藨草盐沼的年碳汇速率为1 530.6 g CO₂-eq/(m²·a),芦苇盐沼年碳汇速率为4 483.5 g CO₂-eq/(m²·a)^[12]。目前基于碳通量法同步测定滨海盐沼生态系统年NEE和CH₄排放通量并评估其生态系统碳汇速率的文献极少,今后需要加强该领域的研究。

本研究综合考虑CH₄排放的GWP₂₀和GWP₁₀₀,发现短叶茳芩盐沼CH₄年排放对其生态系统年净CO₂吸收的抵消比例分别为25.7%和8.7%,这也验证了本研究的提出的科学假设。本研究得出的抵消比例低于一项全球数据汇总的结果,即滨海盐沼生态系统年CH₄排在20年和100年时间尺度对年NEE的抵消强度分别为41.4%和14.0%^[6]。Roth等人^[5]同步测定了波罗的海的芦苇和砂藻等多种植物混合生长的沼泽湿地生境上覆水和地表大气CO₂和CH₄分压,运用气体扩散模型估算该滨海沼泽湿地生境水—大气界面CO₂和CH₄通量,进而计算得出在100年尺度CH₄排放对年净CO₂吸收的抵消比例为35%。一项在闽江河口的研究发现:综合考虑CH₄排放的GWP₂₀和GWP₁₀₀,海三棱藨草盐沼CH₄年排放抵消其年净CO₂吸收的25.2%和8.6%,芦苇盐沼CH₄年排放抵消

其年净CO₂吸收的56.7%和19.2%^[12]。因此,在评估区域尺度滨海蓝碳生态系统碳汇规模时,如果不考虑CH₄排放在100年尺度对于滨海蓝碳生态系统净CO₂吸收的冷却辐射效应的部分抵消作用,将会高估其碳汇规模至少10个百分点。

综合考虑CH₄排放的GWP₁₀₀,本研究中的短叶茳芩盐沼秋季CH₄排放对净CO₂吸收的抵消比例最高达60.3%(图8),春季最低仅为1.5%。该结果与一项在波罗的海的芦苇和砂藻等多种植物混合生长的沼泽湿地的研究结果^[5]一致,即CH₄排放对年净CO₂吸收的抵消比例呈现出显著的季节差异,秋季的抵消效应最强(47%)。CH₄排放对年净CO₂吸收的抵消比例季节变化格局的形成主要受温度与植被物候的共同调控。秋季的高抵消比例主要是由于短叶茳芩秋季枯萎导致GPP和NEE锐减,但是,CH₄排放通量仍维持在一定水平,因此造成秋季最大的抵消效应。短叶茳芩盐沼春季虽具有一定的CH₄排放,但是由于其净CO₂吸收能力在春季(主要是5月份)较高,故造成CH₄排放对年净CO₂吸收的抵消比例最低。滨海盐沼湿地CH₄排放通量受到湿地盐度的深刻影响。一项对1983~2010年发表文献的综述分析指出,滨海潮汐沼泽CH₄排放通量整体上随盐度的增加而降低,盐度高于18 ppt的感潮沼泽CH₄排放通量显著低于小于该阈值的感潮沼泽^[25]。另一项研究将文献检索时间扩展到1983~2017年,结果同样证实感潮沼泽CH₄排放通量对盐度的整体响应特征是随盐度增加而降低,但也发现盐度变化对于CH₄排放通量的影响结果具有一定的不确定性,如盐度居中的盐沼CH₄排放通量值最高^[26]。滨海盐沼是一个被广泛使用的学术术语,但其定义并非十分严格。牛津生态学词典(Oxford dictionary of ecology)将滨海盐沼定义为“滨海地区长有植被的泥滩,植被的成带分布特征反映了不同潮汐淹没时间,由于水体盐度的影响,植被以盐土植物为主”^[31]。但是该定义并没有严格给出滨海盐沼生态系统具体的盐度范围。按照盐度的不同进一步将滨海盐沼分为,寡盐水沼泽(0.5‰≤盐度<5.0‰, oligohaline)、中盐水沼泽(5.0‰≤盐度<18.0‰, mesohaline)和咸水沼泽(18.0‰≤盐度≤35.0‰, salt marsh)^[28]。寡盐水潮汐沼泽和中盐水潮汐沼泽又被统称为半咸水沼泽(brackish marsh)^[29]。本研究中闽江河口鱗鱼滩短叶茳芩盐沼样地盐度一般低于10 ppt,也可以称为半咸水沼泽。今后关于滨海盐沼CH₄年排放对其生态系统年净CO₂吸收抵消强度以及碳汇速率测定的研究中,明确研究对象的盐度值至关重要,因为不同盐度的滨海盐沼CH₄排放通量不同,其

对于生态系统净 CO₂ 吸收抵消强度也可能具有差异, 当然, 该抵消强度也决定于不同盐度下的滨海盐沼生态系统净 CO₂ 吸收的大小。

4.3 研究展望

本研究运用透明箱+不同遮光率布罩+痕量气体红外分析仪+模型的方法实现了对于滨海盐沼湿地 NEE 和 ER 的高频测定。但是, 相对于涡度相关通量塔法的实时和高频监测, 本方法通过每月 1~2 天退潮-地表出露阶段的 NEE 和 ER 实测数据, 建立 NEE 与 PAR 拟合方程以及 ER 与大气温度拟合方程, 并尺度上移估算天、月和年的 NEE 和 ER, 将会存在一定的偏差。目前运用涡度相关通量塔法高频测定滨海盐沼 CH₄ 排放通量的数据极少, 我们建议: 今后在有条件的滨海盐沼湿地区域, 开展同时运用涡度相关通量塔法和本文中的方法测定同一滨海盐沼湿地的 NEE 和 ER 的研究, 以期评估本方法可能的偏差。此外, 应加强运用涡度相关通量塔技术高频测定滨海盐

沼 CH₄ 排放通量, 并直接整合计算年 CH₄ 排放通量, 以期提高滨海盐沼生态系统碳汇速率以及滨海盐沼 CH₄ 年排放对其生态系统年净 CO₂ 吸收的抵消强度的评估精度。同时考虑到河口区的盐度梯度, 应对分布于河口不同盐度范围内的滨海盐沼生态系统开展碳汇速率以及滨海盐沼 CH₄ 年排放对其生态系统年净 CO₂ 吸收的抵消强度的研究, 以期更精准地量化河口区域尺度盐沼生态系统的碳汇规模。

5 结论

闽江河口短叶茳茳盐沼生态系统 NEE 具有显著季节波动, 各月份均为大气 CO₂ 净吸收汇, 年尺度 NEE 为 $-5\,970.2 \pm 895.9 \text{ g CO}_2 / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$, CH₄ 年排放通量为 $18.5 \pm 0.2 \text{ g CH}_4 / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。基于 CH₄ 排放的 GWP₂₀ 与 GWP₁₀₀, 闽江河口短叶茳茳盐沼生态系统碳汇速率分别为 $4\,543.5$ 和 $5\,486.8 \text{ g CO}_2\text{-eq} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$, 年 CH₄ 排放分别抵消其生态系统年净 CO₂ 吸收的 25.7% 和 8.7% (图 9)。闽江

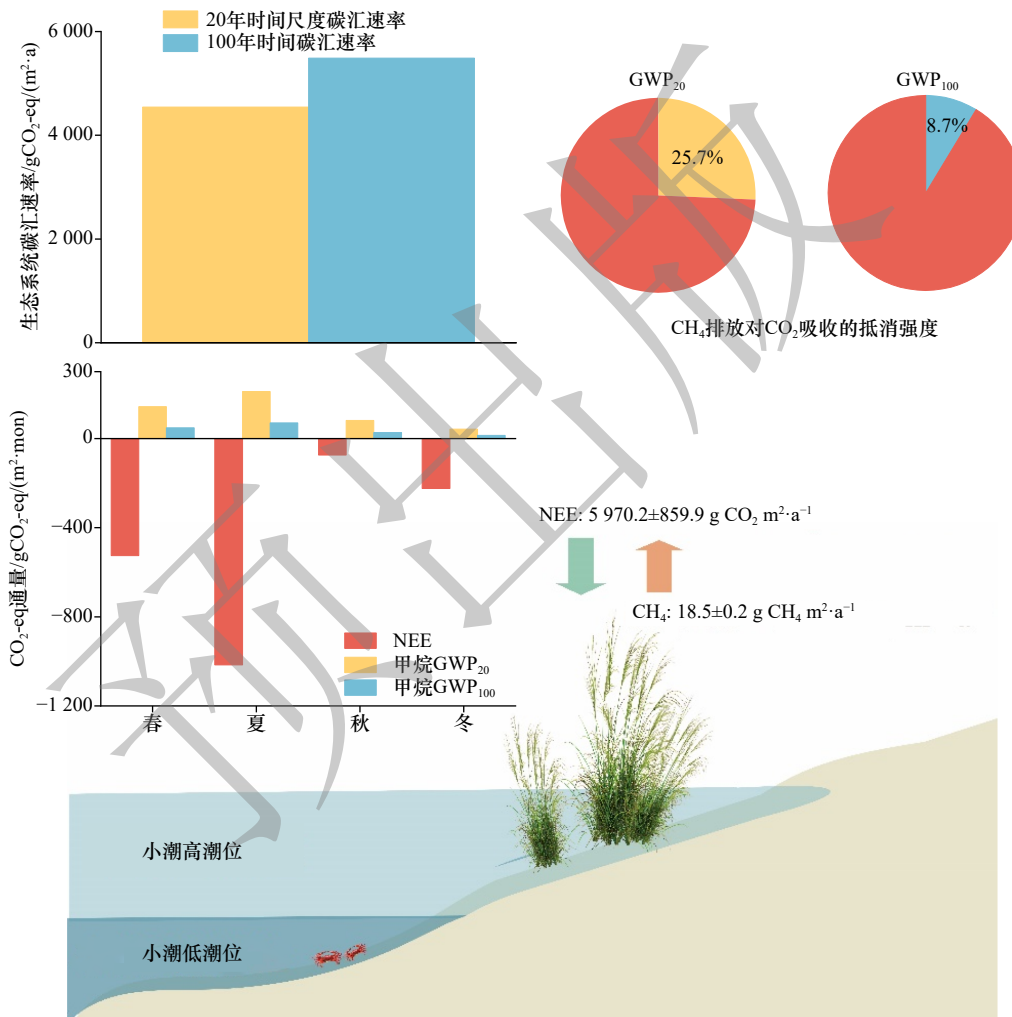


图 9 闽江河口短叶茳茳盐沼 NEE、碳汇速率及 CH₄ 排放对净 CO₂ 吸收抵消强度的汇总

Fig. 9 Summary of NEE, carbon sink rate and offset of net CO₂ uptake by CH₄ emissions in the *Cyperus malaccensis* salt marsh in the Minjiang River estuary

河口短叶茳芏盐沼 CH₄ 排放虽然部分抵消其生态系统净 CO₂ 吸收, 但短叶茳芏盐沼仍具有较强的碳汇功能, 在区域蓝碳增汇与缓解气候变暖方面发挥着重要

的作用。未来滨海湿地生态保护与修复工作中应加强对盐沼生态系统的保护与恢复, 更好地发挥滨海盐沼生态系统的碳汇功能。

参考文献:

- [1] Artigas F, Shin J Y, Hobbie C, et al. Long term carbon storage potential and CO₂ sink strength of a restored salt marsh in new jersey[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2015, 200: 313–321.
- [2] 焦念志, 张传伦, 李超, 等. 海洋微生物碳泵储碳机制及气候效应[J]. *中国科学: 地球科学*, 2013, 43(1): 1–18.
Jiao Nianzhi, Zhang Chuanlun, Li Chao, et al. Controlling mechanisms and climate effects of microbial carbon pump in the ocean[J]. *Scientia Sinica (Terrae)*, 2013, 43(1): 1–18.
- [3] 全川, 罗敏, 陈鹭真, 等. 滨海蓝碳湿地碳汇速率测定方法及中国的研究现状和挑战[J]. *生态学报*, 2023, 43(17): 6937–6950.
Tong Chuan, Luo Min, Chen Luzhen, et al. Methods of carbon sink rate measurement of coastal blue carbon wetland ecosystems, current situation and challenges in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, 43(17): 6937–6950.
- [4] Liu J G, Zhou Y L, Valach A, et al. Methane emissions reduce the radiative cooling effect of a subtropical estuarine mangrove wetland by half[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(9): 4998–5016.
- [5] Roth F, Broman E, Sun X L, et al. Methane emissions offset atmospheric carbon dioxide uptake in coastal macroalgae, mixed vegetation and sediment ecosystems[J]. *Nature Communications*, 2023, 14(1): 42.
- [6] 展鹏飞, 全川. 甲烷排放部分抵消湿地生态系统碳汇功能: 全球数据分析[J]. *应用生态学报*, 2023, 34(11): 2958–2968.
Zhan Pengfei, Tong Chuan. Methane emissions partially offset carbon sink function in global wetlands: an analysis based on global data[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2023, 34(11): 2958–2968.
- [7] Golovatskaya E A, Dyukarev E A. Carbon budget of oligotrophic mire sites in the Southern Taiga of Western Siberia[J]. *Plant and Soil*, 2009, 315(1/2): 19–34.
- [8] Wilson B J, Mortazavi B, Kiene R P. Spatial and temporal variability in carbon dioxide and methane exchange at three coastal marshes along a salinity gradient in a northern gulf of Mexico estuary[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 123(3): 329–347.
- [9] 郑彩红, 曾从盛, 陈志强, 等. 闽江河口区湿地景观格局演变研究[J]. *湿地科学*, 2006, 4(1): 29–35.
Zheng Caihong, Zeng Congsheng, Chen Zhiqiang, et al. A study on the changes of landscape pattern of estuary wetlands of the Minjiang River[J]. *Wetland Science*, 2006, 4(1): 29–35.
- [10] 全川, 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 Chuan, Yao Shun, Wang Weiqi, et al. Methane dynamics in a *Cyperus malaccensis* tidal marsh in southeast China[J]. *Scientia Sinica (Terrae)*, 2012, 42(5): 723–735.
- [11] 王华, 孙志高. 闽江河口植物空间扩展对其残体硫含量与释放的影响[J]. *亚热带资源与环境学报*, 2025, 20(2): 47–52.
Wang Hua, Sun Zhigao. Effects of vegetation spatial expansion on sulfur content and release in plant residues within the Minjiang River Estuary[J]. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2025, 20(2): 47–52.
- [12] 禹仪轩, 黄佳芳, 李琳, 等. 滨海盐沼 CH₄ 排放对生态系统净 CO₂ 吸收抵消的模式与规模[J]. *科学通报*, 2025, 70(24): 4201–4216.
Yu Yixuan, Huang Jiafang, Li Lin, et al. Patterns and magnitudes of offsetting ecosystem CO₂ uptake by CH₄ emissions in coastal salt marshes[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2025, 70(24): 4201–4216.
- [13] Bäckstrand K, Crill P M, Jackowicz-Korczyński M, et al. Annual carbon gas budget for a subarctic peatland, northern Sweden[J]. *Biogeosciences*, 2010, 7(1): 95–108.
- [14] 林晓雪, 黄佳芳, 李慧, 等. 闽江河口芦苇沼泽和短叶茳芏沼泽生态系统含碳温室气体的年收支[J]. *生态学报*, 2022, 42(22): 9186–9198.
Lin Xiaoxue, Huang Jiafang, Li Hui, et al. Annual carbon gases budgets for *Phragmites australis* marsh and *Cyperus malaccensis* marsh in the Minjiang River estuary[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(22): 9186–9198.
- [15] Lloyd C R. Annual carbon balance of a managed wetland meadow in the somerset levels, UK[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2006, 138(1/4): 168–179.
- [16] Malone S L, Starr G, Staudhammer C L, et al. Effects of simulated drought on the carbon balance of everglades short-hydroperiod marsh[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(8): 2511–2523.
- [17] Miller W D, Neubauer S C, Anderson I C. Effects of sea level induced disturbances on high salt marsh metabolism[J]. *Estuaries*, 2001, 24(3): 357–367.
- [18] Tong C, Huang J F, Hu Z Q, et al. Diurnal variations of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide vertical fluxes in a subtropical estuarine marsh on neap and spring tide days[J]. *Estuaries and Coasts*, 2013, 36(3): 633–642.
- [19] Chu X J, Han G X, Wei S Y, et al. Seasonal not annual precipitation drives 8-year variability of interannual net CO₂ exchange in a salt marsh[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 308–309: 108557.
- [20] 杨利琼, 韩广轩, 于君宝, 等. 开垦对黄河三角洲湿地净生态系统 CO₂ 交换的影响[J]. *植物生态学报*, 2013, 37(6): 503–516.
Yang Liqiong, Han Guangxuan, Yu Junbao, et al. Effects of reclamation on net ecosystem CO₂ exchange in wetland in the Yellow River

- Delta, China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2013, 37(6): 503–516.
- [21] 邢庆会, 韩广轩, 于君宝, 等. 黄河口潮间盐沼湿地生长季净生态系统 CO₂ 交换特征及其影响因素[J]. *生态学报*, 2014, 34(17): 4966–4979.
- Xing Qinghui, Han Guangxuan, Yu Junbao, et al. Net ecosystem CO₂ exchange and its controlling factors during the growing season in an inter-tidal salt marsh in the Yellow River Estuary, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 4966–4979.
- [22] Wang J L, Yu G R, Han L, et al. Ecosystem carbon exchange across China's coastal wetlands: spatial patterns, mechanisms, and magnitudes[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2024, 345: 109859.
- [23] Duarte C M, Middelburg J J, Caraco N. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle[J]. *Biogeosciences*, 2005, 2(1): 1–8.
- [24] Sanders-DeMott R, Eagle M J, Kroeger K D, et al. Impoundment increases methane emissions in *phragmites*-invaded coastal wetlands[J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(15): 4539–4557.
- [25] Poffenbarger H J, Needelman B A, Megonigal J P. Salinity influence on methane emissions from Tidal marshes[J]. *Wetlands*, 2011, 31(5): 831–842.
- [26] 仝川, 罗敏, 胡敏杰, 等. 海平面上升对河口感潮沼泽湿地 CH₄ 和 CO₂ 产生和排放的影响: 机制与复杂性[J]. *地球科学进展*, 2024, 39(5): 441–453.
- Tong Chuan, Luo Min, Hu Minjie, et al. Effects of sea level rise on production and emission of CH₄ and CO₂ in estuarine tidal marshes: mechanism and complexity[J]. *Advances in Earth Science*, 2024, 39(5): 441–453.
- [27] Allaby M. *Oxford Dictionary of Ecology*[M]. New York: Oxford University Press, 2001.
- [28] Odum W E. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes[J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 1988, 19: 147–176.
- [29] Barendregt A, Whigham D F, Meire P, et al. Wetlands in the tidal freshwater zone[M]//Bobbink R, Beltman B, Verhoeven J T A, et al. *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*. Berlin: Springer, 2006: 117–148.

CH₄ emissions partially offset net ecosystem CO₂ uptake in the *Cyperus malaccensis* salt marsh in Min River estuary

Jiang Shaofeng¹, Tong Chuan^{1,2,3,4}, Fang Shuyuan¹, Huang Jiafang^{1,2,3,4}, Yu Yixuan¹, Gao Jujian^{3,4}, Li Lin¹

(1. School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2. Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process, Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 3. Wetland Ecosystem Research Station of Minjiang Estuary, National Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350215, China; 4. Fuzhou Coastal Wetland Ecology Research Center, Fuzhou 350215, China)

Abstract: Coastal salt marsh ecosystems exhibit high efficiency in carbon fixation and storage, but they are also non-negligible sources of methane (CH₄) emissions. Global Warming Potential (GWP) is an indicator that measures the warming effect of a unit mass of greenhouse gas relative to CO₂ over a specific time horizon. The GWP of CH₄ over long timescales is significantly higher than that of carbon dioxide (CO₂). Therefore, scientific quantification of offset intensity of net ecosystem CO₂ uptake by CH₄ emissions in coastal salt marshes and accurate determination of ecosystem carbon sink rates are crucial to assess the carbon sink magnitude of blue carbon ecosystems at regional scales. This study employed a combination of techniques, including a “transparent chamber combined with shades of varying light transmittance, trace gas infrared analyzers, and modeling” to conduct high-frequency observations and assessment of the net ecosystem exchange of CO₂ (NEE) and ecosystem respiration (ER) in the *Cyperus malaccensis* salt marsh of the Minjiang River Estuary, simultaneously, also measured the CH₄ fluxes, and finally quantified the annual carbon sink rate of the *C. malaccensis* salt marsh and the offset of net ecosystem CO₂ uptake by CH₄ emissions. NEE of the *C. malaccensis* salt marsh exhibited significant seasonal variation, with net atmospheric CO₂ uptake occurring in all months. The annual NEE was $-5\,970.2 \pm 895.9$ g CO₂/(m²·a), and the annual CH₄ flux was 18.5 ± 0.2 g CH₄/(m²·a). Considering the GWP₂₀ and GWP₁₀₀, the ecosystem carbon sink rates of the *C. malaccensis* salt marsh were 4 543.47 and 5 486.8 g CO₂-eq/(m²·a), respectively. The offset ratios of net ecosystem CO₂ uptake by CH₄ emissions were 25.7% and 8.7%, respectively. Although CH₄

emissions partially offset the net ecosystem CO₂ uptake in the *C. malaccensis* salt marsh of the Minjiang River Estuary, the *C. malaccensis* salt marsh ecosystem still exhibits a strong carbon sink function, and plays a significant role in mitigating global climate warming.

Key words: net ecosystem exchange of CO₂; CH₄ emission; carbon sink rate; offset; *Cyperus malaccensis* salt marsh; coastal blue carbon ecosystem

