

盐水耦合三价铁输入对闽江河口湿地 CO₂ 排放的影响^①

吴琪梦^{1,2}, 王纯^{1,2*}, 侯丽^{1,2}, 王霖^{1,2}, 吴春梅^{1,2}, 廖亦阳^{1,2}, 王佳娜^{1,2}, 全川^{1,2,3}

(1 福建师范大学地理研究所, 福州 350117; 2 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 350117; 3 福建闽江河口湿地生态系统国家定位观测研究站(国家林业和草原局), 福州 350117)

摘要: 为了探究全球气候变化背景下海平面上升导致的盐水入侵, 以及强降雨条件下河流输送大量 Fe 元素对河口湿地生态系统 CO₂ 排放的影响, 选取闽江河口道庆洲短叶荇菜淡水湿地为研究对象, 通过中宇宙模拟试验, 结合气相色谱法, 研究盐水耦合 Fe(III) 输入对植物生长期内河口湿地 CO₂ 排放的影响。结果表明: ①盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入均能显著促进河口湿地生态系统 CO₂ 的排放通量($P < 0.05$), 但三者之间差异不显著; ②盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入均显著降低了河口湿地 CO₂ 排放的温度敏感性($P < 0.05$); ③土壤 β 葡萄糖苷酶(β G)和纤维素水解酶(CBH)的活性较低, β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)和酸性磷酸酶(AP)的活性较高; 盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入均显著抑制土壤 β G 活性($P < 0.05$); ④河口湿地 CO₂ 的排放通量与湿地土壤电导率呈显著正相关, 与土壤温度、土壤 β G 和 CBH 活性均呈显著负相关($P < 0.05$)。总之, 盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入均促进了河口湿地植物生长期内的 CO₂ 排放, 但各处理之间差异不显著, 表明双因素之间存在相互作用, 其对河口湿地生态系统 CO₂ 排放的影响并非单因素输入的简单叠加; 同时, 盐水耦合 Fe(III) 输入加剧了高温条件下的环境胁迫, 因而抑制了微生物活性, 降低了闽江河口湿地生态系统 CO₂ 排放对温度的敏感性。

关键词: CO₂ 排放; 盐水输入; 三价铁; 闽江河口

中图分类号: X16; X171 **文献标志码:** A

Effects of Saltwater-coupled Trivalent Iron Input on CO₂ Emissions from Min River Estuary Wetlands

WU Qimeng^{1,2}, WANG Chun^{1,2*}, HOU Li^{1,2}, WANG Lin^{1,2}, WU Chunmei^{1,2}, LIAO Yiyang^{1,2}, WANG Jiana^{1,2}, TONG Chuan^{1,2,3}

(1 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China; 2 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Processes of the Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China; 3 Fujian Min River Estuary Wetland Ecosystem National Observation and Research Station, National Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350117, China)

Abstract: In order to investigate the effects of saltwater intrusion due to sea level rise in the context of global climate change and the transport of large amounts of Fe by rivers under heavy rainfall conditions on CO₂ emissions from estuary wetland ecosystems, the Daoqingzhou freshwater wetland of *Cyperus malaccensis* in the estuary of the Min River was selected as a study object, a mesocosm simulation experiment was conducted, combined with gas chromatography, to study the effect of saltwater-coupled Fe(III) input on CO₂ emissions during the growing period of plants in the estuary wetland. The results showed that: 1) Saltwater input, Fe(III) input, and saltwater coupled with Fe(III) input significantly contributed to CO₂ emissions fluxes in estuary wetland ecosystems ($P < 0.05$), but there were no significant differences among the three treatments. 2) Saltwater input, Fe(III) input, and saltwater coupled with Fe(III) input significantly reduced the temperature sensitivity of soil CO₂ emissions in estuary wetlands ($P < 0.05$). 3) Soil β -glucosidase (β G) and cellulose hydrolase (CBH) activities were lower, and β -N-Acetylglucosaminidase (NAG) and acid phosphatase (AP) activities were higher; saltwater input, Fe(III) input, and saltwater coupled with Fe(III) input significantly inhibited soil β G activity ($P < 0.05$). 4) The emission flux of CO₂ from the estuary wetland was significantly positively correlated with soil conductivity, and significantly negatively correlated with soil temperature, soil β G and CBH activities ($P < 0.05$). In conclusion, saltwater input, Fe(III) input and saltwater-coupled Fe(III) input all promoted CO₂ emissions during the growing period of plants in estuary wetlands, but there were no

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42371108)和福建省公益类科研院所专项(2023R1002003)资助。

* 通信作者(wangchun821314@163.com)

作者简介: 吴琪梦(2000—), 女, 云南昭通人, 硕士研究生, 主要从事全球气候变化与湿地固碳研究。E-mail: 18788267405@163.com

significant differences among the three treatments, indicating that the effects of two factors input on CO₂ emissions were not a simple superposition of single-factor input because of an interaction between the two factors in estuary wetland ecosystems. Meanwhile, the saltwater-coupled Fe(III) input aggravated the environmental stress under high-temperature condition, and thus inhibited microbial activity and reduced the sensitivity of CO₂ emissions to temperature in the wetland ecosystem of the Min River estuary.

Key words: CO₂ emissions; Saltwater input; Trivalent iron; Estuary of Min River

河口湿地位于陆地与海洋之间的过渡地带,同时受陆地和海洋作用的影响,是一个对外界压力反应敏感的脆弱地带^[1]。河口湿地作为全球湿地的重要类型之一,因其独特的水文条件,以及较高的初级生产力,具有重要的碳汇功能^[2]。工业革命之前,全球 CO₂ 平均含量约为 280 μmol/mol,自工业革命以来,大气中 CO₂ 浓度不断升高。世界气象组织报道,2023 年全球平均 CO₂ 含量已达到 420 μmol/mol^[3],约为工业革命前的 1.5 倍。CO₂ 作为最重要的温室气体之一,其含量的增加势必会引起全球变暖。由全球变暖引起的海平面上升,加剧了河口湿地风暴潮和极端潮汐事件发生的强度和频率,导致盐度较高的海水溯流而上,改变河口湿地土壤的水盐平衡^[4-5],转而影响河口湿地 CO₂ 排放^[6-7]。有研究表明,在滨海河口湿地中,淡水沼泽湿地土壤 CO₂ 排放量最高,其次是半咸水湿地,盐沼湿地土壤 CO₂ 的排放量最低;土壤 CO₂ 排放总体上呈随盐度升高而降低的趋势^[8]。李雪等^[9]的研究也表明,盐分含量升高能显著抑制 CO₂ 排放。然而,Wang 等^[10]研究表明,10‰~15‰ 的盐度可能是影响河口湿地 CO₂ 排放的一个重要阈值,中等盐度梯度(5‰~7‰)能够促进 CO₂ 排放,盐度高于 15‰ 则抑制 CO₂ 排放。黄庄等^[11]通过室内模拟试验也发现,盐度增加(0~8‰)促进了土壤 CO₂ 排放。可见,盐度对湿地 CO₂ 排放的影响是复杂多变的。

铁(Fe)是地壳中含量第四的化学元素。在自然界中,Fe(III) 通常以赤铁矿、针铁矿等稳定氧化物的形式存在^[12]。Fe 是湿地生态系统中典型的氧化还原敏感元素,其独特的赋存形态会影响湿地生态系统中温室气体的产生与排放过程^[13]。河口湿地干湿交替频繁,Fe 的赋存形态也因此发生变化,进而影响铁氧化物对土壤有机碳固存的作用^[14]。研究表明,湿地土壤中三价铁(Fe(III))还原过程通过抑制产甲烷菌来改变电子转移路径,进而促进 CO₂ 的产生^[15-16]。Yao 等^[17]研究结果显示,含铁斑(Fe₂O₃)的稻田土壤 CO₂ 排放量高于不含铁斑的土壤。也有研究者认为,短期添加 Fe(III) 并不会使河口潮汐湿地土壤的 CO₂ 排放量发生变化^[18]。目前,国内外已有较多学者研究了盐水或 Fe(III) 单独输入对河口湿地生态系统

CO₂ 排放的影响,但关于盐水和 Fe(III) 双因素耦合输入对湿地生态系统 CO₂ 排放的影响研究仍然较少。探明盐水耦合 Fe(III) 输入与河口湿地生态系统 CO₂ 排放之间的关系,可为科学预测气候变化背景下河口湿地碳汇功能的演变趋势提供科学参考。

闽江河口湿地是我国东南沿海重要的河口湿地之一,台风风暴潮频发^[19]。受亚热带海洋性季风气候影响,区域内土壤风化强烈,地表铁铝富集^[20]。此外,闽江所携带的物质流和能量流在入海之前,必须经过闽江河口湿地这一关键区域,故而闽江河口湿地容易截获闽江流域上中游输送的大量 Fe(III)^[21]。由于受海洋和河流径流的双重影响,闽江河口湿地盐水和 Fe(III) 耦合输入现象极为典型。本研究以闽江河口道庆州短叶荳芰(*Cyperus malaccensis*)淡水湿地为研究对象,采用中宇宙模拟试验,在植物生长季内通过模拟试验和室内分析相结合,研究盐水耦合 Fe(III) 输入下,河口湿地生态系统 CO₂ 排放的特征及其影响因素,以明晰盐水耦合 Fe(III) 输入与河口湿地 CO₂ 排放之间的关系,以期科学预测全球变化背景下河口湿地 CO₂ 排放特征,为提高河口湿地“蓝碳”功能提供理论参考。

1 材料与方 法

1.1 研究区与采样点

闽江河口湿地位于福建省福州市长乐区(25°57'48"N~25°57'49"N, 119°24'22"E~119°24'25"E),是我国东南沿海典型的天然河口湿地之一。该区域属于亚热带海洋性季风气候区,日照时数 1 829.2 h,年平均气温为 19.6 °C,年均降水量为 1 346 mm,降水主要集中在 3—9 月^[18],潮汐属于标准半日潮。由于闽江河口呈喇叭形,且大部分时间吹“向岸风”,在台风期河口沿岸风暴潮频发,海水上溯严重^[22]。本研究采样点位于闽江口感潮区道庆洲短叶荳芰淡水湿地,区域内优势植物为土著植物短叶荳芰,其生长旺盛期为 6—9 月,采样点选择道庆洲内植被长势均匀的地段。

1.2 样品采集

待短叶荳芰长出幼苗时,选取长势均匀的短叶荳芰幼苗,以整簇植株为中心,用铁锹从根部附近连根带土挖出数株整簇植株,将采集好的植物样品放入便

携式收集箱。同时,在采样点附近的斑块状光滩内采集 1 m^3 的土壤,深度为 30 cm ,并在采样点空地将土壤混合均匀以消除土壤空间异质性。此外,每两周在采样点邻近的潮沟中采集适量潮水,水样过 2 mm 的滤膜过滤掉水中的漂浮物。采集的植物、土壤和水样运回实验室,用于中宇宙模拟试验。所有样品采集均在接近低潮时进行。

1.3 试验设计

将野外采回的土壤充分混合均匀,分为 12 等份,每份土样随机放入不透明 PVC 材质的培养箱内(长×宽×高= $35\text{ cm}\times 35\text{ cm}\times 40\text{ cm}$,培养箱嵌在顶部带槽的不锈钢架上),培养箱内土壤深度为 30 cm (因为研究区内短叶茳茳的根系主要集中在 $0\sim 30\text{ cm}$ 土层中),在土样放进培养箱之前先在培养箱底部铺垫一层 100 目的网筛,防止后续试验排水时土壤流失^[22]。根据采样点原位的植物平均生长密度,在每个培养箱中移栽 50 株短叶茳茳幼苗。为稳定植株生长,在短叶茳茳幼苗移栽进培养箱后用采集的潮水预培养一段时间,待植株生长稳定后开始为期 4 个月的中宇宙模拟试验(6—9 月,短叶茳茳生长旺盛期)。模拟试验期间,将 12 个培养箱随机分为 4 种处理:①对照处理(CK),添加采样点附近采集的潮水;②盐水处理(S),添加盐度为 10‰ 的“人造海水”(由于受台风或风暴潮影响后闽江河口道庆州湿地地表水的盐度接近 10‰,且 10‰ 的盐度是湿地生物地球化学过程的关键“临界点”^[10, 23]),“人造海水”用热带海水珊瑚礁盐(CNSIC 海洋生物技术有限公司,天津,中国)与采集的潮水配置而成;③三价铁处理(Fe),添加水铁矿^[24],本研究区原位土壤 Fe(III)的背景值约为 4.7 g/kg ,试验中 Fe(III)的总施加量为原位土壤 Fe(III)平均含量的 3 倍,分 6 次完成添加;④盐水和三价铁混合添加处理(S+Fe),即“人造海水”和水铁矿的混合添加;每种处理 3 个重复。依据闽江河口风暴潮等引起的盐水入侵频率,每半个月分别将盐水和 Fe(III)等处理溶液添加至相应培养箱,其余时间每 2~3 d 用采集的潮水添加到各培养箱,模拟潮汐涨落 1 次,所有处理溶液或潮水的水淹高度均为 10 cm ,水淹 4 h 模拟涨潮,排空期为 20 h 模拟落潮^[22]。

1.4 模拟试验样品采集与测定

1.4.1 气体采集与测定 每隔半个月测定一次 CO_2 的排放通量,采气时间统一设定在培养箱内上覆水排干后^[25],即模拟盐水耦合 Fe(III)输入试验第二天 14:30 左右。为保证气密性,培养箱顶部设置有凹槽,在采集气体时向凹槽中注水。进行采气时,需先

用顶盖罩住顶箱(顶盖上有两个预先钻好的小孔,一个安装上橡胶气垫用于采样,另一小孔则用于测量温度),再使用 60 mL 三通阀注射器抽取 20 mL 气体并将其注入真空袋,气体样品间隔 20 min 采集一次,共采集 3 次^[11]。气体样品中的 CO_2 浓度运用气相色谱分析仪(岛津 GC-2014,日本)测定,分析仪的 CO_2 检测器为氢离子火焰化检测器(Flame ionization detector, FID)。将 3 次采集的气体浓度与时间间隔构建线性回归模型,以此计算单个气体排放通量参数^[11]。所有样品决定系数均在 $R^2>0.90$ 时才为有效^[26]。 CO_2 排放通量计算公式如下^[27]:

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

式中: F 表示 CO_2 排放通量 ($\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$); M 表示 CO_2 的摩尔质量(g/mol); V 表示标准状态下气体摩尔体积 ($22.4\text{ L}/\text{mol}$); dc/dt 表示培养箱内气体浓度单位时间的变化率 ($\mu\text{L}/(\text{L}\cdot\text{h})$); H 表示箱高(m); T 表示采样时箱内温度($^\circ\text{C}$)。

1.4.2 温度敏感性计算 CO_2 排放通量通常随温度变化而变化,二者响应强度可用温度敏感性(Q_{10})表示^[28-29]:

$$F = ae^{bt} \quad (2)$$

式中: F 表示 CO_2 排放通量 ($\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$); a 表示温度为 $0\text{ }^\circ\text{C}$ 时 CO_2 的排放通量 ($\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$); b 表示温度反应系数; t 表示土温或气温($^\circ\text{C}$)。

当 CO_2 排放通量与土温或气温呈现显著指数相关关系时, CO_2 排放通量对温度的变化敏感性(Q_{10})用以下公式计算^[30]:

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (3)$$

1.4.3 环境因子采集与测定 每次模拟试验结束后,待培养箱内上覆水排干,用便携式电导盐分计(Spectrum Technologies Inc,美国)测定培养箱内土壤电导率(EC)、土壤温度,用卷尺测量植物株高。模拟试验完全结束后,对 12 个培养箱内的土壤进行破坏性取样,用土钻在每个培养箱中采集 $0\sim 10\text{ cm}$ 土层土样,用于测定土壤中的 Fe^{3+} 、 Fe^{2+} 以及总 Fe(Fe_t)含量。 Fe^{2+} 和 Fe_t 含量用邻菲罗啉比色法-紫外分光光度计测定,用稀盐酸消煮加 100 g/L 的盐酸羟胺作为还原剂; $\text{Fe}^{3+} = \text{Fe}_t - \text{Fe}^{2+}$ 。

1.4.4 土壤酶活性测定 在培养试验结束后,从培养箱中采集 $0\sim 10\text{ cm}$ 表层土壤,参照 Sinsabaugh 等^[31]的方法测定土壤 β 葡萄糖苷酶(BG)、纤维素水解酶(CBH)、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、酸性磷酸酶(AP)的活性。将 1 g 鲜土加入 125 mL 50 mmol/L 的醋酸盐缓冲液中($\text{pH}=5.0$),用磁力搅拌器持续搅拌均匀,将均一化的样品溶液转至样品槽,待沉淀后用

移液器取 200 μL 上清液至 96 孔微孔板中, 每个样品设置 16 个重复(200 μL 样品溶液 + 50 μL 200 $\mu\text{mol/L}$ 底物溶液)。每次检测均设立以下对照组进行校正与检验: 阴性对照(200 μL 缓冲溶液 + 50 μL 底物溶液, 8 个重复)、空白对照(200 μL 样品溶液 + 50 μL 缓冲溶液, 8 个重复)和淬灭标准(200 μL 样品溶液 + 50 μL 标准溶液, 8 个重复), 并设立不加底物溶液(200 μL 醋酸缓冲液 + 50 μL 标准溶液)的对照组作为校正标准; 其中标准溶液为 10 $\mu\text{mol/L}$ 4-甲基伞形酮(MUB)。将微孔板置于 20 $^{\circ}\text{C}$ 恒温避光箱内孵育 4 h, 再向每个微孔板中加入 10 μL 1.0 mol/L NaOH 使反应停止, 最后使用 Synergy H4 多功能酶标仪(BioTek, Hybrid Technology, 美国)测定荧光度, 酶活性以每小时每克干土产生底物的摩尔数(nmol/(h·g))计算。

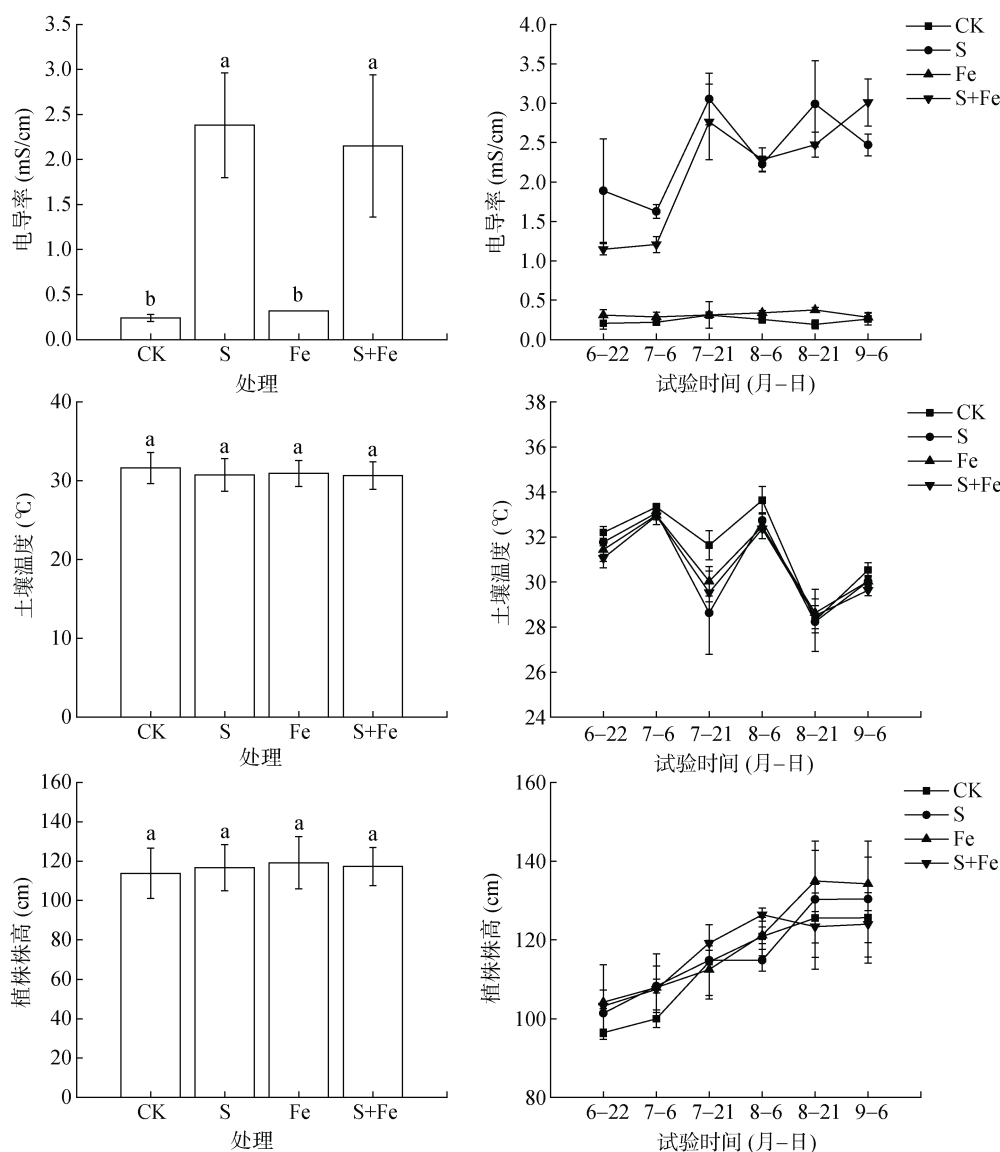
1.5 数据分析与图形绘制

使用 Excel 2019 软件计算数据平均值和标准差, 数据统计分析使用 SPSS 27.0 统计软件完成。在进行统计分析前需先检验所有数据是否符合正态分布和方差齐性, 若检验未通过, 将所有原始数据进行对数转换, 直到符合条件再进行方差分析。采用单因子方差分析(one-way ANOVA)检验处理间差异显著性, 通过 Pearson 相关分析检验 CO₂ 排放与环境因子及土壤酶活性之间的相关性, 统计分析以 $P < 0.05$ 为显著水平。使用 Origin 2024b 软件作图。

2 结果与分析

2.1 盐水耦合 Fe(III) 输入对环境因子的影响

如图 1 所示, 模拟试验 S 处理以及 S+Fe 处理的



(图中小写字母不同表示处理间差异显著($P < 0.05$), 下同)

图 1 盐水耦合 Fe(III) 输入对环境因子的影响

Fig. 1 Effects of saltwater coupled with Fe(III) input on environmental factors

电导率显著高于 CK 处理和 Fe 处理($P<0.05$), 其中, S 和 S+Fe 处理的电导率平均值分别为 2.38 mS/cm 和 2.15 mS/cm, CK 和 Fe 处理的电导率平均值分别为 0.24 mS/cm 和 0.32 mS/cm。而各处理间土壤温度和植株株高无显著差异。从整个模拟试验时间来看, S 处理和 S+Fe 处理的土壤电导率在模拟试验期间波动上升, 而 CK 处理和 Fe 处理土壤电导率较稳定; 各处理的植株株高在模拟试验期间明显增加, 到 8 月下旬后趋于稳定。

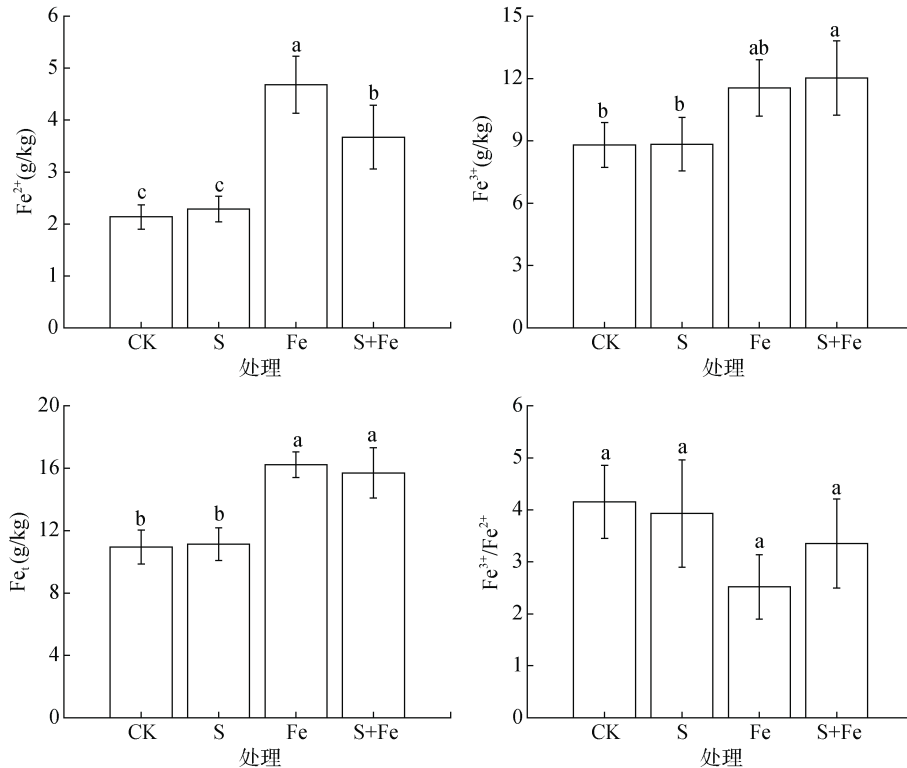


图 2 盐水耦合 Fe(III) 输入对土壤中铁离子含量及比值的影响

Fig. 2 Effects of saltwater coupled with Fe(III) input on contents and ratio of iron ions in soil

2.3 盐水耦合 Fe(III) 输入对土壤酶活性的影响

由图 3 可知, 土壤 β G 和 CBH 活性较低, NAG 和 AP 活性较高。其中, S 处理、Fe 处理和 S+Fe 处理的 β G 活性显著低于 CK 处理($P<0.05$), 较 CK 处理分别降低了 42.9%、73.2% 和 47.8%。CBH 活性在各处理间均无显著差异。与 CK 处理相比, Fe 处理 AP 活性和 NAG 活性显著降低, 而 S+Fe 处理的 AP 活性及 S 处理的 NAG 活性显著提高($P<0.05$)。

2.4 盐水耦合 Fe(III) 输入对湿地生态系统 CO₂ 排放通量及温度敏感性的影响

由图 4 可知, 与 CK 处理(361.27 mg/(m²·h))相比, S 处理、Fe 处理和 S+Fe 处理下湿地生态系统 CO₂ 排放通量均显著提高($P<0.05$), 增幅分别为 56.3%、51.8% 和 62.0%, 但 S 处理、Fe 处理和 S+Fe 处理间 CO₂ 排放通

2.2 盐水耦合 Fe(III) 输入对土壤铁离子含量及比值的影响

由图 2 可知, Fe 处理和 S+Fe 处理的 Fe²⁺ 和 Fe_i 含量以及 S+Fe 处理的 Fe³⁺ 含量均显著高于 CK 和 S 处理 ($P<0.05$), 且 Fe 处理的 Fe²⁺ 含量显著高于 S+Fe 处理($P<0.05$)。各处理下 Fe³⁺/Fe²⁺ 的比值差异不显著 ($P>0.05$), 但 Fe 处理下 Fe³⁺/Fe²⁺ 的比值总体上小于其他处理。

量差异不显著。整个模拟试验期间 CO₂ 的排放峰值出现在 6 月, 排放通量最大值为 828.82 mg/(m²·h)。

由图 5 可知, 无论对土温还是气温, CO₂ 排放通量的 Q₁₀ 最大值均出现在 CK 处理, 其中土温温度敏感系数(Q_{S10})为 3.17, 气温温度敏感系数(Q_{A10})为 3.41。S 处理、Fe 处理、S+Fe 处理的 Q_{S10} 和 Q_{A10} 均显著低于 CK 处理($P<0.05$), 其中, Q_{S10} 分别降低了 49%、51.1% 和 66.1%, Q_{A10} 则分别降低了 64.8%、71.3% 和 84.8%。

2.5 湿地生态系统 CO₂ 排放通量与环境因子及土壤酶活性的相关性

对河口湿地生态系统 CO₂ 排放通量与环境因子及土壤酶活性进行 Pearson 相关分析发现(图 6), CO₂ 排放通量与土壤 β G 活性、CBH 活性和土壤温度均呈显

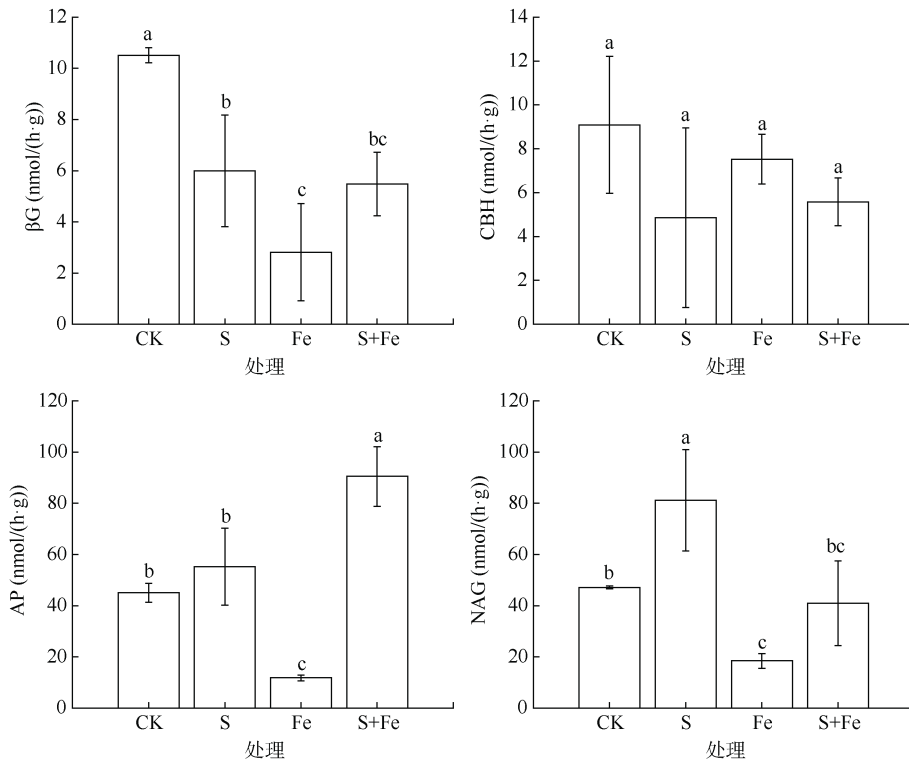


图 3 盐水耦合 Fe(III) 输入对土壤酶活性的影响

Fig. 3 Effects of saltwater coupled with Fe(III) input on soil enzyme activity

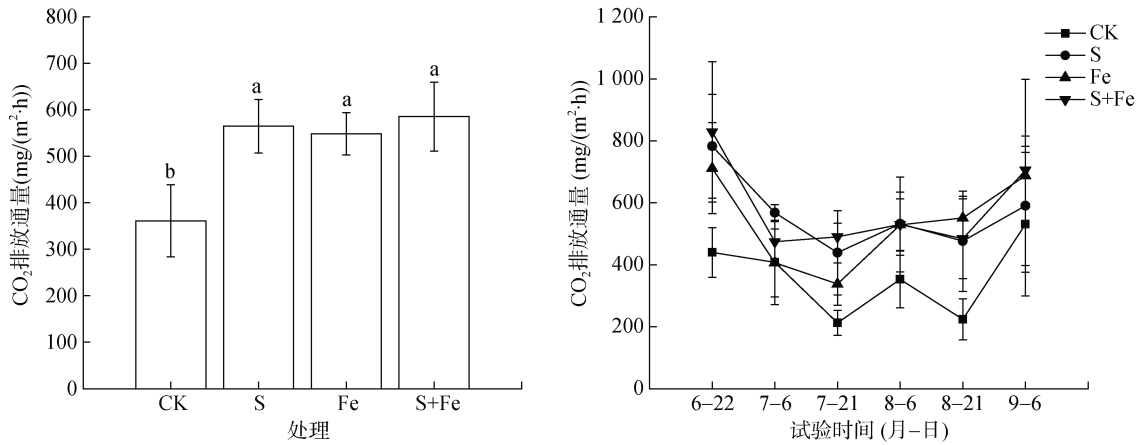


图 4 盐水耦合 Fe(III) 输入对湿地生态系统 CO₂ 排放通量的影响

Fig. 4 Effects of saltwater coupled with Fe(III) input on emission fluxes of CO₂ in wetland ecosystems

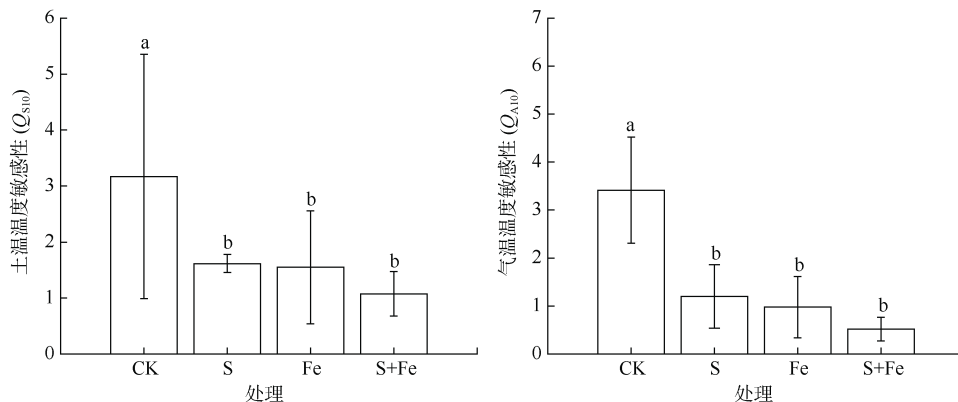
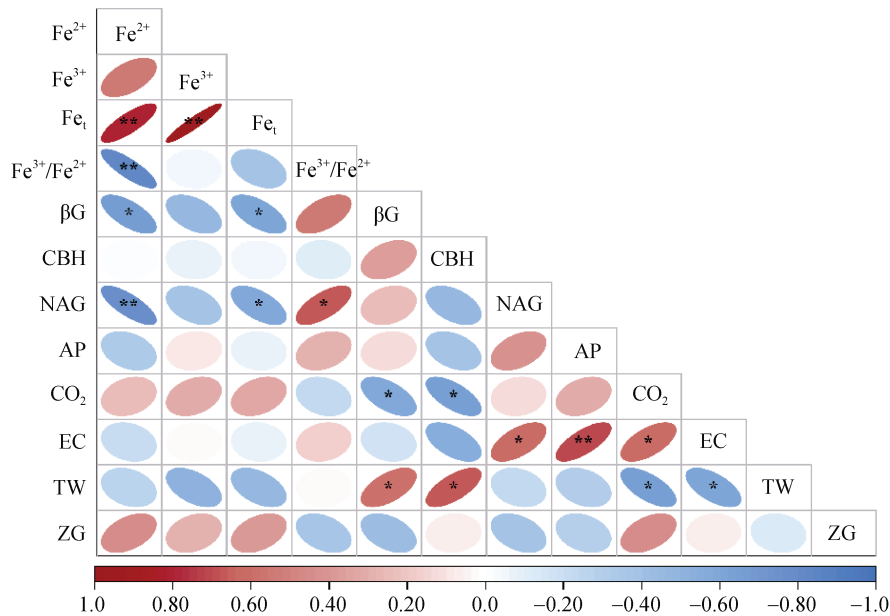


图 5 盐水耦合 Fe(III) 输入对土温和气温的 CO₂ 温度敏感性的影响

Fig. 5 Effects of saltwater coupled with Fe(III) input on temperature sensitivity of CO₂ for soil and air temperatures



(TW: 土壤温度; ZG: 植株株高; 图中红色椭圆表示正相关, 蓝色椭圆表示负相关; *, **分别表示相关性达 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 显著水平)

图 6 盐水耦合 Fe(III) 输入背景下 CO₂ 排放通量与环境因子及土壤酶活性的相关性

Fig. 6 Correlation coefficients between CO₂ emission flux with environmental factors and soil enzyme activities under saltwater coupled with Fe(III) input

著负相关关系 ($P < 0.05$), 与土壤 EC 呈显著正相关 ($P < 0.05$)。土壤 βG 活性和 CBH 活性均与土温呈显著正相关 ($P < 0.05$), 且土壤 βG 活性与 Fe^{2+} 和 Fe_i 含量均呈显著负相关 ($P < 0.05$)。土壤 NAG 活性与 EC 和 Fe^{3+}/Fe^{2+} 比值呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 Fe^{2+} 含量 ($P < 0.01$) 和 Fe_i 含量 ($P < 0.05$) 呈显著负相关。土壤 AP 活性与土壤 EC 呈显著正相关 ($P < 0.01$)。

3 讨论

3.1 盐水耦合 Fe(III) 输入对湿地生态系统 CO₂ 排放的影响

台风和风暴潮引起的盐水入侵增加了河口湿地生态系统的盐度, 而盐度作为影响河口湿地生物地球化学循环的一个重要环境因子, 会引起河口湿地植物群落组成、生产力、土壤微生物活性与基质丰度等发生变化, 进而显著影响该生态系统的碳排放和累积过程, 导致 CO₂ 的产生和排放发生改变^[25, 32]。本研究通过中宇宙模拟试验发现, 与对照处理相比, 盐水输入显著促进了闽江河口短叶荳蔻淡水湿地生态系统的 CO₂ 排放(增加约 56%), 这与国内外一些学者研究结果较为一致^[22, 25]。有研究表明, 盐度在 0.5‰~10‰ 时能够促进 CO₂ 产生与排放^[33]。Wang 等^[34]发现当淡水沼泽湿地盐度提升至 6‰~9‰ 时, CO₂ 排放量增加了 50%~80%; 黄庄等^[11]通过室内模拟试验研究发现, 盐度增加(0~8‰)促进了土壤 CO₂ 排放; Wang 等^[22]

通过中型生态系统模拟盐水输入发现, 盐度增加至 10‰ 时, 潮汐淡水湿地 CO₂ 排放量增加了 29%。CO₂ 的产生与排放是土壤有机质矿化的终端产物^[35]。盐水输入能够促进 CO₂ 排放的原因可能是施加的盐水中富含 SO_4^{2-} , 盐水添加后土壤表层 SO_4^{2-} 的浓度增加, 加快了硫酸盐的异化还原反应速率^[35], 促进了土壤有机碳的厌氧矿化, 从而增加了 CO₂ 的排放量^[25, 36]。然而, 由于研究方法和研究区域的差异, CO₂ 排放对盐度的响应特征也不同。如上所述, 大量研究发现, 盐度 $\leq 10‰$ 的环境能够促进 CO₂ 排放^[11, 22, 33-34], 而盐度 $> 10‰$ 的环境则抑制 CO₂ 排放^[8-9, 37]。如 Chen 等^[37]在滨海红树林湿地的研究发现, 当盐度从 3‰ 增加至 12‰ 时, CO₂ 排放通量降低了约 42.6%。但也有研究发现, 当盐度 $> 10‰$ 时, 对 CO₂ 排放表现为促进或无显著影响^[18, 33]。如 Chambers 等^[38]对佛罗里达沿海沼泽红树林泥炭土的模拟试验研究发现, 当环境盐度从 15‰~20‰ 增加到 30‰~35‰ 时, CO₂ 排放通量增加了 17%~21%; 而 Tong 等^[18]通过野外原位试验模拟盐水入侵发现, 添加 15‰ 盐度的盐水并未显著改变 CO₂ 的排放。

Fe 元素是湿地生态系统中典型的氧化还原敏感元素, 它能够影响湿地生态系统 C 元素的迁移和转化^[12]。本研究发现, Fe(III) 输入会促进 CO₂ 排放, 这与 Chidthaisong 等^[15]的研究结果基本一致。Fe(III) 作为湿地中重要的电子受体, 其异化还原过程是湿地

土壤有机质厌氧矿化的主要途径之一^[39-40]。在河口湿地中, 当 Fe(III) 输入后, 土壤中 Fe³⁺ 含量的增加促进了铁异化还原, 使湿地土壤中有机质厌氧矿化速率加快, 从而增加了排放到大气中的 CO₂。Fe³⁺/Fe²⁺ 比值的变化可以作为土壤氧化还原条件的重要表征, 会随着湿地水文条件的变化及原生环境的影响而发生变化^[41]。本研究发现, Fe(III) 输入后, 湿地土壤中 Fe³⁺/Fe²⁺ 比值较其他处理呈降低趋势, 这也进一步证明了 Fe(III) 输入后土壤中 Fe 的异化还原反应增强, 进而促进 CO₂ 排放。此外, 本研究还发现与添加盐水组相比, Fe(III) 输入对湿地土壤 CO₂ 排放的影响较小。这与以往研究认为的从热力学角度来看, Fe(III) 对电子供体的竞争力强于 SO₄²⁻^[42], Fe(III) 异化还原过程比硫酸盐还原过程更具优势这一观点不符。原因可能是本试验研究区位于亚热带海洋性季风气候区, 受气候影响, 区域内母岩风化强烈, 矿物质分解彻底, 地表铁铝氧化物相对富集^[20], 并且闽江河口湿地能够截获闽江流域上中游输送的大量铁氧化物^[21]。因此, 闽江河口淡水潮汐湿地对外源 Fe 含量变化的响应不敏感, 导致 Fe(III) 输入对淡水潮汐湿地 CO₂ 排放的影响小于盐水输入。也可能是由于潮汐淡水湿地长期被水淹没, Fe(III) 在此环境中水解生成的羟基铁离子(如 Fe(OH)²⁺ 和 Fe(OH)⁺ 等)经过聚合作用形成晶质铁氧化物^[43], 能够在土壤表面形成一层“铁膜”, 土壤表层附着的微生物被覆盖, 降低了微生物活性^[44], 进而影响 Fe(III) 异化还原进程, 导致添加 Fe(III) 后 CO₂ 的排放量要小于添加盐水的排放量。本研究也发现, Fe(III) 输入显著抑制土壤 βG、NAG 和 AP 活性, 从酶活性的角度进一步验证了这一猜想。

在亚热带河口湿地中, 铁氧化物和盐水耦合现象极为典型, 河口湿地中铁异化还原和硫酸盐异化还原过程也常耦合进行。本研究发现, 盐水耦合 Fe(III) 输入能够显著促进河口湿地生态系统的 CO₂ 排放, 但与盐水或 Fe(III) 单因素输入相比, 双因素耦合输入的促进作用差异不显著。究其原因可能是盐水和 Fe(III) 耦合输入后, 根据热力学原理, Fe(III) 对电子供体的竞争能力强于 SO₄²⁻, 所以两者共存条件下 Fe(III) 能够优先竞争到更多电子供体, 从而可能抑制硫酸盐还原过程^[39, 42]。然而, 有研究表明, 随着 SO₄²⁻ 浓度的增加, 可溶性 SO₄²⁻ 可能会比固相 Fe(III) 更易被微生物利用^[45], 因而在河口湿地中硫酸盐异化还原比铁异化还原更具优势。Luo 等^[46]研究发现, 河口湿地从淡水到寡盐性盐水, 硫酸盐异化还原对有

机碳厌氧矿化的贡献率从 16% 增加到 67%, 而铁异化还原的贡献率则从 52% 降低到 22%, 这项研究表明在亚热带河口潮汐淡水湿地, 盐水入侵后湿地土壤有机碳厌氧矿化的主要途径从 Fe(III) 异化还原向硫酸盐还原转变^[46]。所以, 本研究中盐水耦合 Fe(III) 输入后, 较高浓度的 SO₄²⁻ 刺激硫酸盐异化还原反应, 并且随着时间推移让硫酸盐异化还原代替 Fe(III) 异化还原成为主导湿地厌氧矿化的主要途径^[46], 从而使双因素共同输入情境下厌氧矿化产生的 CO₂ 排放并未显著高于单因素输入的排放。此外, 硫酸盐还原的产物 HS⁻ 会与 Fe(III) 发生反应生成铁硫化物沉淀, 使土壤中 Fe(III) 含量消减^[4, 47], 因而也削弱了双因素中 Fe(III) 对 CO₂ 排放的促进作用。同时, 河口湿地干湿交替频繁, 提供了良好的氧化还原条件, 能够促进 Fe 和 S 的再循环^[48]。所以, 盐水和 Fe(III) 共同输入情境下 Fe(III) 和 SO₄²⁻ 不断发生相互作用, 反而降低了 Fe(III) 和 SO₄²⁻ 在有机碳矿化反应过程中的有效性^[48], 最终导致双因素耦合输入情境下, 河口湿地 CO₂ 排放通量并没有显著高于盐水或 Fe(III) 单独输入的排放通量。这说明双因素之间存在相互作用, 其对河口湿地生态系统 CO₂ 排放的影响并非单因素输入的简单叠加。

3.2 盐水耦合 Fe(III) 输入对湿地生态系统 CO₂ 排放温度敏感性的影响

本研究中 3 种添加处理(S、Fe 和 S+Fe)的 Q_{S10} 值和 Q_{A10} 值均显著低于 CK 处理, 这可能是因为本模拟试验的时间为 6—9 月, 土壤温度偏高(大多在 30 °C 以上), 与 CK 处理添加周围潮水相比, 添加盐水和 Fe(III) 可能导致土壤中离子强度增加, 加剧了高温条件下的水分胁迫, 从而抑制了土壤微生物和酶活性^[30, 49]。并且盐度升高通过改变土壤的物理、化学性质, 能够影响土壤氧气有效性^[50], 进一步加剧了环境压力, 进而降低了 CO₂ 排放过程对温度的依赖性。本研究也发现, 盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入都显著抑制土壤 βG 活性, 从酶活性角度验证了这一猜想。与此同时, 本研究还发现, CO₂ 排放和土壤温度呈现显著负相关关系。有研究表明, 温度对湿地 CO₂ 排放的影响并非总是线性增加的, 而是存在阈值效应和反馈机制, 当土壤温度太高时, 湿地土壤水分会减少, 因而抑制土壤微生物活动, 在一定程度上能限制 CO₂ 的排放^[51-52]。这也进一步证实了高温条件下的环境胁迫, 会降低 CO₂ 排放过程对温度的敏感性。

4 结论

1) 与对照处理相比, 盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入对河口湿地生态系统 CO₂ 的排放通量均具有显著促进作用, 但 3 个外源输入处理间差异不显著, 表明双因素之间存在相互作用, 其对河口湿地生态系统 CO₂ 排放的影响并非单因素输入的简单叠加。

2) 与对照处理相比, 盐水输入、Fe(III) 输入以及盐水耦合 Fe(III) 输入显著降低了河口湿地 CO₂ 排放的温度敏感性。

3) 河口湿地生态系统的 CO₂ 排放通量与土壤 EC 呈显著正相关, 与土壤 βG 活性、CBH 活性及土壤温度均呈显著负相关。

致谢: 本研究野外采样、试验设计和室内分析过程中得到了福建师范大学地理科学学院、碳中和未来技术学院王维奇老师的指导和支持, 以及许宏达、葛茂泉等同学的帮助, 在此一并表示感谢。

参考文献:

- [1] Herbert E R, Schubauer-Berigan J, Craft C B. Differential effects of chronic and acute simulated seawater intrusion on tidal freshwater marsh carbon cycling[J]. *Biogeochemistry*, 2018, 138(2): 137–154.
- [2] Jordan S J, Stoffer J, Nestlerode J A. Wetlands as sinks for reactive nitrogen at continental and global scales: A meta-analysis[J]. *Ecosystems*, 2011, 14(1): 144–155.
- [3] World Meteorological Organization. WMO greenhouse gas bulletin[EB/OL]. (2024–10–28) [2025–03–24]. <https://library.wmo.int/zh/records/item/69057-no-20-28-october-2024>.
- [4] IPCC. Climate Change 2023: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2023.
- [5] Saunders C J, Megonigal J P, Reynolds J F. Comparison of belowground biomass in C3- and C4-dominated mixed communities in a Chesapeake Bay brackish marsh[J]. *Plant and Soil*, 2006, 280(1): 305–322.
- [6] Tobias C, Neubauer S C. Salt marsh biogeochemistry—An overview[M]//Coastal Wetlands. Amsterdam: Elsevier, 2019: 539–596.
- [7] He L L, She C X, Huang J F, et al. Effects of constant and fluctuating saltwater addition on CH₄ fluxes and methanogens of a tidal freshwater wetland: A mesocosm study[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2022, 277: 108076.
- [8] 白军红, 刘玥, 赵庆庆, 等. 水盐变化对滨海湿地土壤有机碳累积与碳排放的影响综述[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2022, 58(3): 447–457.
- [9] 李雪, 董杰, 韩广轩, 等. 黄河三角洲典型滨海盐沼湿地土壤 CO₂ 和 CH₄ 排放对水盐变化的响应[J]. *植物生态学报*, 2023, 47(3): 434–446.
- [10] Wang C, Tong C, Chambers L G, et al. Identifying the salinity thresholds that impact greenhouse gas production in subtropical tidal freshwater marsh soils[J]. *Wetlands*, 2017, 37(3): 559–571.
- [11] 黄庄, 王维奇, 仝川, 等. 模拟盐度脉冲耦合潮汐过程对闽江河口湿地土壤含碳温室气体排放的影响[J]. *生态学报*, 2023, 43(22): 9294–9304.
- [12] 迟光宇, 张兆伟, 陈欣, 等. 土壤 Fe(III) 异化还原机理及影响因素研究进展[J]. *生态学杂志*, 2007, 26(12): 2075–2080.
- [13] Weaver B L, Tarney J. Empirical approach to estimating the composition of the continental crust[J]. *Nature*, 1984, 310(5978): 575–577.
- [14] Bai J, Luo M, Yang Y, et al. Iron-bound carbon increases along a freshwater–oligohaline gradient in a subtropical tidal wetland[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 154: 108128.
- [15] Chidthaisong A, Conrad R. Turnover of glucose and acetate coupled to reduction of nitrate, ferric iron and sulfate and to methanogenesis in anoxic rice field soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2000, 31(1): 73–86.
- [16] Zou Y C, Zhang S J, Huo L L, et al. Wetland saturation with introduced Fe(III) reduces total carbon emissions and promotes the sequestration of DOC[J]. *Geoderma*, 2018, 325: 141–151.
- [17] Yao J Z, Qin S P, Liu T, et al. Rice root Fe plaque enhances oxidation of microbially available organic carbon via Fe(III) reduction-coupled microbial respiration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 167: 108568.
- [18] Tong C, Luo M, Huang J F, et al. Greenhouse gas fluxes and porewater geochemistry following short-term pulses of saltwater and Fe(III) in a subtropical tidal freshwater estuarine marsh[J]. *Geoderma*, 2020, 369: 114340.
- [19] 仝川. 福建闽江河口湿地生态系统国家定位观测研究站[J]. *福建林业*, 2015(4): 14.
- [20] 周国华, 孙彬彬, 曾道明, 等. 中国东部主要入海河流河口区地球化学特征: 理化指标与水溶态元素浓度[J]. *中国地质*, 2012, 39(2): 283–294.
- [21] 胡敏杰, 邹芳芳, 仝川, 等. 闽江河口湿地沉积物生源要素含量及生态风险评价[J]. *水土保持学报*, 2014, 28(3): 119–124.
- [22] Wang C, Sardans J, Tong C, et al. Typhoon-induced increases in porewater nutrient concentrations and CO₂ and CH₄ emissions associated with salinity and carbon intrusion in a subtropical tidal wetland in China: A mesocosm study[J]. *Geoderma*, 2021, 384: 114800.
- [23] Weston N B, Dixon R E, Joye S B. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2006, 111(G1): 2005JG000071.
- [24] Huang B, Yu K W, Gambrell R P. Effects of ferric iron reduction and regeneration on nitrous oxide and methane emissions in a rice soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 74(4): 481–486.
- [25] Chambers L G, Osborne T Z, Reddy K R. Effect of salinity-altering pulsing events on soil organic carbon loss along an intertidal wetland gradient: A laboratory experiment[J]. *Biogeochemistry*, 2013, 115(1): 363–383.

- [26] 宋长春, 王毅勇. 湿地生态系统土壤温度对气温的响应特征及对 CO₂ 排放的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(4): 4625–4629.
- [27] 王德宣, 丁维新, 王毅勇. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地 CH₄ 排放差异的主要环境影响因素[J]. 湿地科学, 2003, 1(1): 63–67.
- [28] 王小国, 朱波, 王艳强, 等. 不同土地利用方式下土壤呼吸及其温度敏感性[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1960–1968.
- [29] Luo Y Q, Wan S Q, Hui D F, et al. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie[J]. Nature, 2001, 413(6856): 622–625.
- [30] 李冬冬, 徐玲琳, 纪钦阳, 等. 施肥量对福州平原稻田 CO₂ 排放及其温度敏感性的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(6): 2288–2295.
- [31] Sinsabaugh R L, Findlay S, Franchini P, et al. Enzymatic analysis of riverine bacterioplankton production[J]. Limnology and Oceanography, 1997, 42(1): 29–38.
- [32] Marton J M, Herbert E R, Craft C B. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils[J]. Wetlands, 2012, 32(2): 347–357.
- [33] 王亚非, 胥佳忆, 黑杰, 等. 模拟盐水入侵对河口湿地土壤碳矿化潜力的影响研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(11): 427–434.
- [34] Wang D, Zhu M X, Yang G P, et al. Reactive iron and iron-bound organic carbon in surface sediments of the river-dominated Bohai Sea (China) versus the southern Yellow Sea[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019, 124(1): 79–98.
- [35] Sutton-Grier A E, Keller J K, Koch R, et al. Electron donors and acceptors influence anaerobic soil organic matter mineralization in tidal marshes[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(7): 1576–1583.
- [36] 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.
- [37] Chen G C, Chen B, Yu D, et al. Soil greenhouse gas emissions reduce the contribution of mangrove plants to the atmospheric cooling effect[J]. Environmental Research Letters, 2016, 11(12): 124019.
- [38] 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.
- [39] Luo M, Huang J F, Zhu W F, et al. Impacts of increasing salinity and inundation on rates and pathways of organic carbon mineralization in tidal wetlands: A review[J]. Hydrobiologia, 2019, 827(1): 31–49.
- [40] 朱晓艳, 袁宇翔, 宋长春, 等. 湿地土壤和沉积物异化铁还原过程研究进展[J]. 湿地科学, 2020, 18(1): 122–128.
- [41] 刘旭阳, 王纯, 郭萍萍, 等. 闽江河口湿地围垦稻田对土壤铁碳结合特征的影响[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2024, 44(1): 44–54.
- [42] 王维奇, 曾从盛, 仝川. 控制湿地甲烷产生的主要电子受体研究进展[J]. 地理科学, 2009, 29(2): 300–306.
- [43] 胡世文, 刘同旭, 李芳柏, 等. 土壤铁矿物的生物-非生物转化过程及其界面重金属反应机制的研究进展[J]. 土壤学报, 2022, 59(1): 54–65.
- [44] Mavi M S, Marschner P. Impact of salinity on respiration and organic matter dynamics in soils is more closely related to osmotic potential than to electrical conductivity[J]. Pedosphere, 2017, 27(5): 949–956.
- [45] Luo M, Zeng C S, Tong C, et al. Iron reduction along an inundation gradient in a tidal sedge (*Cyperus malaccensis*) marsh: The rates, pathways, and contributions to anaerobic organic matter mineralization[J]. Estuaries and Coasts, 2016, 39(6): 1679–1693.
- [46] 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, 2019, 337: 1245–1257.
- [47] Luo M, Zhai Z F, Ye R Z, et al. Carbon mineralization in tidal freshwater marsh soils at the intersection of low-level saltwater intrusion and ferric iron loading[J]. Catena, 2020, 193: 104644.
- [48] 朱文凤, 仝川, 罗敏, 等. 模拟 Fe(III)和盐水输入对闽江河口潮汐湿地沉积物及间隙水 Fe 和 S 含量和形态的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(11): 4411–4421.
- [49] 朱义族, 李雅颖, 韩继刚, 等. 水分条件变化对土壤微生物的影响及其响应机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2019, 30(12): 4323–4332.
- [50] Giblin A E, Weston N B, Banta G T, et al. The effects of salinity on nitrogen losses from an oligohaline estuarine sediment[J]. Estuaries and Coasts, 2010, 33(5): 1054–1068.
- [51] 王洋, 刘景双, 窦晶鑫, 等. 温度升高对湿地系统温室气体排放的影响[J]. 安全与环境学报, 2010, 10(5): 122–126.
- [52] 王勇思, 孙丽, 王宪伟, 等. 温度升高对中国东北地区湿地温室气体通量的影响研究进展[J]. 湿地科学, 2024, 22(5): 808–821.

(责任编辑: 毛小芳)