中国科学: 地球科学 2025 年 第 55 卷 第 3 期: 874 ~ 891
SCIENTIA SINICA Terrae earthcn.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS
论 文

中国滨海盐沼和红树林甲烷排放的规模、空间格局和驱动因子

禹仪轩[1,2], 黎育科[3], 胡敏杰[1,2*], 仝川[1,2*]

1. 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福州 350117
2. 福建师范大学地理科学学院、碳中和技术学院, 福州 350117
3. 香港中文大学地理与资源管理系, 香港 999077
* 通讯作者, E-mail: mjhu@fjnu.edu.cn(胡敏杰), tongch@fjnu.edu.cn(仝川)

收稿日期: 2024-04-03; 收修改稿日期: 2024-11-25; 接受日期: 2024-12-02; 网络版发表日期: 2025-02-08
国家自然科学基金项目(42177213)、国家重点研发计划项目(2022YFC3105401)、中央专项财政支持项目([350182]FJYHZB[GK]2024001)、中央财政林业科技推广示范项目(闽2024TG28)和中国香港特别行政区研究资助局项目(CUHK14122521)资助

摘要 具有高热辐射吸收潜力的甲烷(CH_4)是最重要的温室气体之一, 揭示区域尺度湿地甲烷排放的规模、空间格局和主要影响因子可为减缓全球气候变暖提供决策支持. 本研究首次汇总计算了中国滨海盐沼(以下简称盐沼)和红树林主要植物群落类型甲烷排放通量, 基于机器学习模型方法绘制出中国盐沼生态系统和红树林沉积物甲烷排放通量空间分布图, 并运用自下而上方法估算出中国沿海各省盐沼和红树林生态系统甲烷年排放量, 揭示出甲烷排放通量的主要驱动因子. 中国盐沼和红树林生态系统甲烷排放通量平均值分别为(2.22±0.29)和(2.26±0.55) mg m^{-2} h^{-1}. 中国盐沼甲烷年排放量为31179.75Mg CH_4 a^{-1}, 红树林生态系统甲烷年排放量为5533.97Mg CH_4 a^{-1}, 红树林沉积物甲烷年排放量为701.64Mg CH_4 a^{-1}, 占红树林生态系统甲烷年排放量的12.7%. 中国盐沼和红树林生态系统甲烷年排放量约占全球盐沼和红树林甲烷年排放量的2.75%和0.14%~0.15%. 中国盐沼和红树林生态系统甲烷排放百年尺度对其净生态系统二氧化碳交换的抵消强度分别为88%和53%. 年均温和土壤指标(湿度、有机碳含量)是中国盐沼和红树林甲烷排放通量的主要驱动因子. 盐沼甲烷排放通量随着纬度的降低而增加, 这暗示随着全球气候变暖, 中国盐沼生态系统甲烷排放量将增加, 因此在制定发挥自然生态系统碳中和能力的政策时应予以考虑.

关键词 滨海盐沼, 红树林, 甲烷排放通量, 空间格局, 驱动因子, 中国

1 引言

温室气体浓度上升导致的全球气候变暖已对人类社会和环境产生严重的影响. 根据联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)最近的一次报告指出: 人类活动造成的温室气体排放是过去几十年对流层温度升高的主要原因, 按照目前的全球变暖速度, 预计到2040

中文引用格式: 禹仪轩, 黎育科, 胡敏杰, 仝川. 2025. 中国滨海盐沼和红树林甲烷排放的规模、空间格局和驱动因子. 中国科学: 地球科学, 55(3): 874–891, doi: 10.1360/SSTe-2024-0102
英文引用格式: Yu Y, Lai D Y F, Hu M, Tong C. 2025. Magnitude, spatial patterns and drivers of methane fluxes from coastal salt marshes and mangrove forests in China. Science China Earth Sciences, 68(3): 850–866, https://doi.org/10.1007/s11430-024-1475-4

© 2025 《中国科学》杂志社

年全球温度将比工业革命前的温度增加1.5℃(IPCC, 2021). 为了将全球升温控制在1.5℃之内, 需在21世纪50年代前实现全球二氧化碳净零排放. 减少温室气体排放, 提高生态系统碳汇能力已成为缓解气候变暖的重要任务. 盐沼、红树林和海草床等滨海蓝碳湿地生态系统具有很高的初级生产力和厌氧的土壤环境, 单位面积固碳能力远超其他生态系统, 总碳储量超过3×10^4Tg(Osland等, 2018; Macreadie等, 2021), 占全球陆地碳储量的12%~24%(Turetsky等, 2014; Olefeldt等, 2017), 在缓解全球气候变暖方面发挥着重要的作用(Duarte等, 2005). 但同时, 滨海蓝碳湿地又是大气中甲烷不可忽视的排放源, 甲烷单位质量全球增温能力远高于二氧化碳, 如非化石能源(non-fossil)甲烷排放百年尺度全球变暖潜势是二氧化碳的27倍(IPCC, 2021; Rosentreter等, 2023), 自然生态系统甲烷持续通量百年尺度全球变暖潜势(sustained-flux global warming potential, SGWP)是二氧化碳的45倍(Neubauer和Megonigal, 2015, 2019). 目前, 减少全球各种来源的甲烷排放, 包括降低自然湿地的甲烷排放, 已成为减缓全球气候变暖的首要任务. 揭示区域尺度滨海蓝碳湿地甲烷排放的规模、空间格局以及主要驱动因子, 量化甲烷排放对滨海蓝碳湿地生态系统净二氧化碳吸收以及沉积物碳埋藏的抵消比例, 是国家、区域尺度实现碳达峰和碳中和战略急需明晰的科学问题.

中国具有漫长的海岸线, 盐沼主要分布在辽河口、环渤海湾、黄河口、江苏盐城、长江口、东南沿海河口/海湾等地区, 主要的植物群落包括芦苇(*Phragmites australis*)群落、碱蓬(*Suaeda glauca*)群落、海三棱藨草(*Scripus mariqueter*)群落、短叶茳芏(*Cyperus malaccensis*)群落等, 以及外来入侵种互花米草(*Spartina alterniflora*)群落, 盐沼总面积达2979.4km^2(Mao等, 2020). 中国红树林主要分布在热带和亚热带沿海潮间带, 主要物种包括秋茄(*Kandelia obovata*)、白骨壤(*Avicennia marina*)和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)等, 自然分布南界在海南岛三亚的榆林港, 北界为福建福鼎的沙埕港(27°20′N), 人工引种北界为浙江省乐清县(28°25′N)(廖宝文和张乔民, 2014; 黄可等, 2022), 总面积为258.6km^2(Mao等, 2020). Wang等(2023)给出中国滨海盐沼甲烷排放通量为23.6~986μg m^{-2} h^{-1}, 红树林甲烷排放量为10Gg C a^{-1}, 并指出需要进一步研究估算中国滨海盐沼甲烷排放量. 然而, 目前未见中国沿海盐沼和红树林湿地主要植物群落类型甲烷排放通量以及沿海各省份盐沼和红树林甲烷排放量数据的完整报道.

本研究的主要目的: (1) 汇总计算中国盐沼和红树林主要植物群落甲烷排放通量及红树林沉积物甲烷排放通量; (2) 明晰中国盐沼生态系统和红树林沉积物甲烷排放通量的空间分布格局; (3) 揭示中国盐沼和红树林甲烷排放通量的主要驱动因子; (4) 基于自下而上的方法估算中国沿海各省份盐沼和红树林生态系统甲烷年排放量. 以上研究结果可为科学地认识中国盐沼和红树林甲烷排放的规模、动态和空间格局提供依据, 有助于制定合理的对策, 以期最大化地发挥滨海蓝碳湿地在基于自然生态系统途径减缓气候变暖的实践中的潜力.

2　研究数据与方法

2.1　研究区分布

本研究区范围涵盖中国全部沿海区域(19°29′~40.58′N, 110°44′~121°48′E), 南起海南省清澜港, 北至辽宁省辽河口, 涉及行政区依次有海南省、广西壮族自治区、香港特别行政区、澳门特别行政区、广东省、台湾省、福建省、浙江省、上海市、江苏省、山东省和辽宁省(图1). 研究区域气候带幅度较大, 地跨热带、亚热带和温带. 盐沼分布于中国整个海岸带, 但主要分布于杭州湾以北的沿海区域, 红树林集中分布在广东、广西和海南三省(区)(刘百桥等, 2015).

2.2　数据来源

通过Web of Science(https://www.webofscience.com/wo)和CNKI(中国知网数据库)收集中国盐沼和红树林甲烷排放通量测定数据, 搜索的时间跨度为2023年1月1日之前发表的英文和中文文章. 使用的检索词有中国(China)、滨海湿地(coastal wetland)、盐沼(salt marsh)、潮汐湿地(tidal wetland)、半咸水沼泽(brackish marsh)、河口沼泽(estuarine marsh)、红树林(mangrove forest)、甲烷排放通量(CH_4 flux, methane flux)、CH_4排放通量、甲烷排放(methane emission)、CH_4排放、温室气体排放(greenhouse gas emission)和生态系统呼吸(ecosystem respiration)等, 筛选同时具有

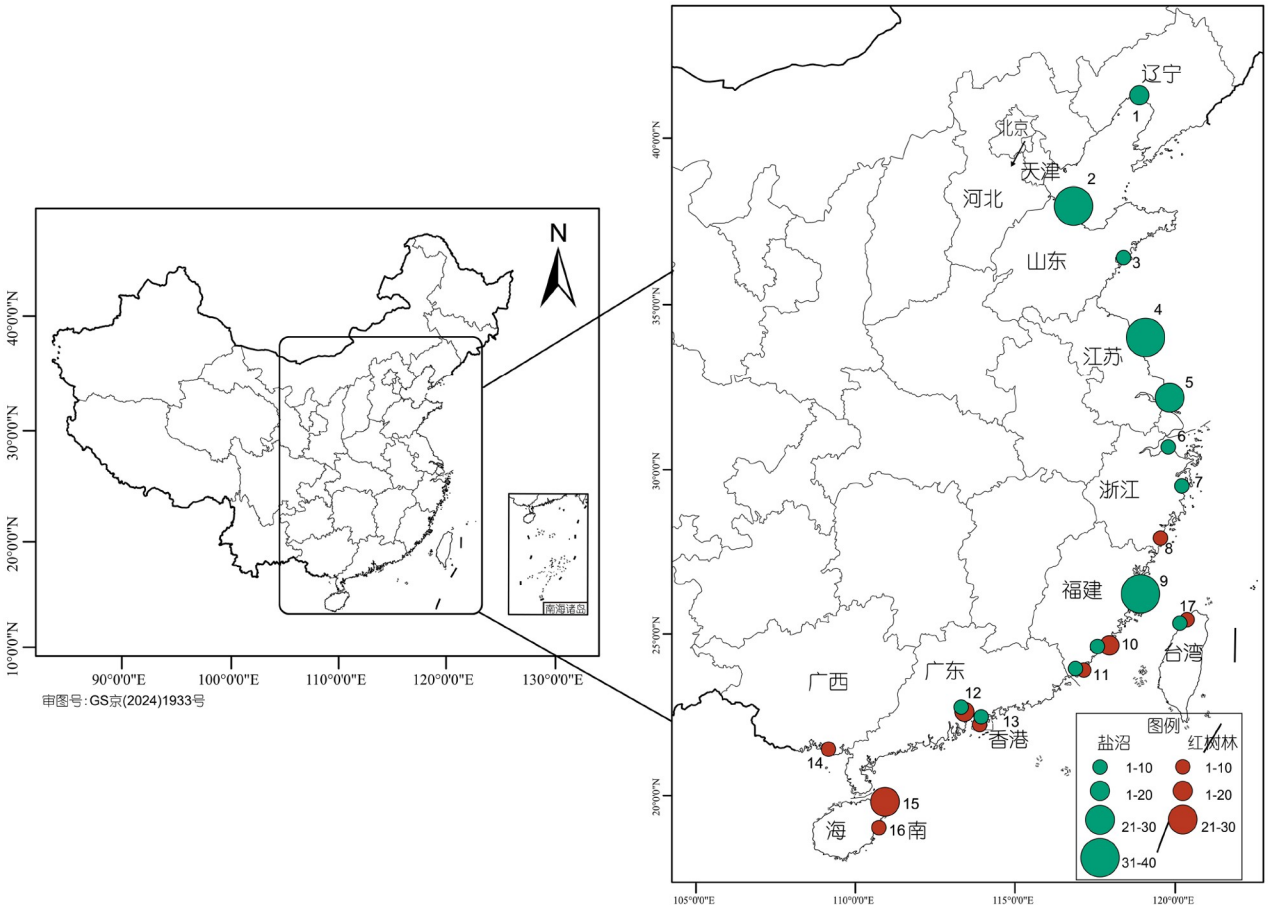


图 1　中国盐沼和红树林甲烷排放通量观测数据空间分布与数量

圆圈大小代表甲烷排放通量的观测数. 图中的数字代表: 1, 辽河口; 2, 黄河口; 3, 胶州湾; 4, 盐城滨海湿地; 5, 长江口; 6, 杭州湾; 7, 台州湾; 8, 鳌江口; 9, 闽江口; 10, 九龙江; 11, 漳江口; 12, 珠江口; 13, 米埔湿地; 14, 英罗港; 15, 东寨港; 16, 清澜港; 17, 关渡湿地

甲烷排放通量以及土壤pH、土壤总碳(TC)、土壤有机碳(SOC)等土壤理化指标的文献，共筛选出105篇文章，涉及211份数据，其中盐沼144份数据、红树林67份数据. 我国盐沼和红树林甲烷排放通量观测主要区域、观测数及空间分布见图1.

使用GetData Graph digitizer软件(版本2.26, http://getdata-graph-digitizer.com/registration.php)，从选定的文章中提取原始数据，或者从文本、表格和图形中提取. 部分文献虽未提供甲烷排放通量的直接数据，但提供了可用于估算的相关数据. 当甲烷排放通量数据单位为摩尔时，利用分子质量转化为质量单位，本文中甲烷排放通量单位均统一为mg m^{-2} h^{-1}. 对于有施氮等处理的文章，只使用对照组的数据. 当文献中具有多个研究点的甲烷排放量数据，每个点作为独立的一份数据. 当文献对某个研究点进行长期连续观察，不同年份的甲烷排放量数据也作为独立的观察结果. 同时读取研究样地的经纬度、气候类型、优势种、年均温、年降水量、土壤pH、SOC含量、土壤盐度等指标值. 当文献只有土壤有机质数据时, 使用转换系数1.724将其转换为有机碳数据(Nelson和Sommers, 1996).

2.3　统计分析与模型建立

利用SPSS 21.0统计分析软件对数据进行正态分布和齐性方差检验. 采用Pearson相关分析确定甲烷排放通量与环境变量之间的关系，同时进行标准误差的计算. 基于R语言(4.2.1)使用Random Forest model包对影响甲烷排放通量的环境因子(土壤湿度、盐度、年

均温、SOC、地上生物量)进行重要性排序，利用Origin2022软件进行回归拟合并绘图(95%置信区间). 利用结构方程模型(SEM)开展温度、纬度、土壤环境因子对甲烷排放通量直接和间接影响的路径分析(Oberski, 2014). 根据计算结果，使用Excel软件(2016)、Origin(2022)和R版本4.2.1软件(2020年)ggplot2包对土壤理化因子的数据结果进行分析与绘图.

利用机器学习模型建立中国盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量预测模型，选取80%的观测数据构建机器学习模型，机器学习模型包括人工神经网络模型ANN、梯度机学习模型GBM、支持向量机模型SVM和随机森林模型RF，20%的数据对模型进行准确性评估. 选取的盐沼、红树林沉积物甲烷排放通量预测因子有：年均温、降水量、SOC(0~30cm)含量、土壤湿度、土壤盐度和pH(0~30cm). 4个机器学习模型预测结果见网络版附表S1(http://earthcn.scichina.com)，综合考虑MSE(均方误差)和R^2(决定系数)，支持向量机模型预测盐沼甲烷排放通量效果最佳，随机森林模型预测红树林沉积物甲烷排放通量效果最佳，预测精度分别达到79.9%和79.7%.

基于非化石能源甲烷排放20年和100年尺度全球变暖潜势值(GWP_{20}=79.7，GWP_{100}=27)(IPCC, 2021; Rosentreter等, 2023)，将湿地甲烷排放通量转化为二氧化碳当量通量，计算盐沼、红树林生态系统甲烷排放二氧化碳当量通量与生态系统年净二氧化碳交换(net ecosystem exchange of CO_2, NEE)比值的百分比，用以表征20年和100年尺度甲烷排放通量对湿地生态系统净CO_2吸收的抵消强度，公式如下：

$$\text{甲烷排放通量抵消NEE强度}(\%)=\frac{\text{CH}_4\text{排放通量CO}_2\text{当量通量}\left(\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2}\,\text{a}^{-1}\right)}{\text{NEE}\left(\text{g CO}_2\,\text{m}^{-2}\,\text{a}^{-1}\right)}\times 100, \tag{1}$$

式中，NEE表示盐沼、红树林生态系统净CO_2交换量($g\ CO_2\ m^{-2}\ a^{-1}$)，这里对年尺度NEE取绝对值. CH_4排放的CO_2当量表示20年、100年尺度甲烷排放通量转化为CO_2当量通量的数值($g\ CO_2$-eq $m^{-2}\ a^{-1}$).

运用同样的方法计算盐沼、红树林甲烷排放二氧化碳当量通量与沉积物碳年埋藏速率的百分比，用以表征20年和100年尺度湿地排放通量对沉积物碳埋藏的抵消强度.

2.4　甲烷排放通量与排放量空间分布图绘制

基于Mao等(2020)绘制的中国盐沼和红树林空间分布图，结合中国1km空间分辨率的年降水量、年均温、湿度数据(国家地球系统科学数据中心，https://www.geodata.cn)以及中国1km空间分辨率的SOC和pH(0~30cm深度)数据(国家地球系统科学数据中心，https://www.geodata.cn)，提取1km分辨率内每个格网内的以上因子数据，再根据SVM模型和RF预测模型得出各格网对应盐沼生态系统或红树林沉积物甲烷排放通量，将预测的盐沼甲烷排放通量结果划分为5个等级，红树林沉积物甲烷排放通量结果划分为4个等级，绘制中国盐沼生态系统和红树林沉积物甲烷排放通量空间分布图.

运用自下而上(bottom-up)的方法，基于沿海各省各湿地类型甲烷排放通量因子以及各类型湿地面积，尺度上移绘制中国沿海各省盐沼甲烷年排放量空间分布图. 各省主要盐沼群落类型的面积是在各省盐沼总面积(Mao等, 2020)的基础上，先确定各省互花米草群落面积(Liu等, 2018)，然后，再根据已发表文献中各省份河口和滨海主要盐沼群落类型的面积，最终估算各省主要盐沼植物群落类型的面积(附表S2). 各省各盐沼群落类型甲烷排放通量值分别为表1中各省各盐沼植物群落类型甲烷排放通量值，其中河北和天津主要盐沼群落类型甲烷年排放通量参考山东省主要盐沼群落类型甲烷排放通量，广东、广西、香港和海南主要盐沼植物群落类型甲烷年排放通量参考福建省主要盐沼群落类型甲烷排放通量. 在估算各省红树林沉积物和红树林生态系统年甲烷排放量时，各省份不同红树林面积来源于Mao等(2020)，且不再区分不同红树林群落类型. 广西、海南省红树林生态系统甲烷排放通量参考香港，台湾省参考福建；香港沉积物甲烷排放通量参考广东. 考虑到目前没有无瓣海桑红树林沉积物甲烷排放通量的数据，为了保持红树林沉积物甲烷排放量和红树林生态系统排放量的一致性，在估算各省红树林生态系统甲烷排放量时没有考虑无瓣海桑林.

3　结果

3.1　盐沼和红树林群落甲烷排放通量及空间分布

中国不同盐沼群落和红树林群落甲烷排放通量见图2. 中国盐沼和红树林均是大气甲烷的源. 不同盐沼

表 1　中国沿海各省主要盐沼群落的甲烷排放通量(mg m^{-2} h^{-1})[a)]

区域	芦苇	海三棱藨草	短叶茳芏	碱蓬	互花米草	均值
辽宁	0.73±0.44(5)	–	–	0.008±0.02(4)	–	0.41±0.16(9)
山东	0.38±0.87(6)	–	–	0.06±0.17(17)	–	0.15±0.10(23)
江苏	1.47±0.54(11)	0.08(1)	–	0.11±0.04(8)	0.67±0.24(12)	0.79±0.22(32)
上海	1.78±1.35(4)	1.75±0.75(6)	0.94(1)	–	3.23±1.24(9)	2.38±0.65(20)
浙江	1.68±0.59(3)	0.22±0.09(1)	–	–	3.74±2.15(2)	2.12±0.83(6)
福建	4.58±0.52(11)	4.65±1.63(1)	2.64±1.56(22)	–	8.01±1.39(14)	4.69±0.64(48)
广东	–	–	–	–	–	–
广西	–	–	–	–	–	–
海南	–	–	–	–	–	–
香港	–	–	–	–	–	–
台湾	1.82(1)	–	–	–	–	–
均值	2.11±0.34(41)	1.71±0.65(9)	2.56±0.77(23)	0.07±0.03(29)	4.24±0.79(37)	–

a)　表中数据为平均值±标准误差; –, 无数据; 括号内数值为甲烷排放通量观测数

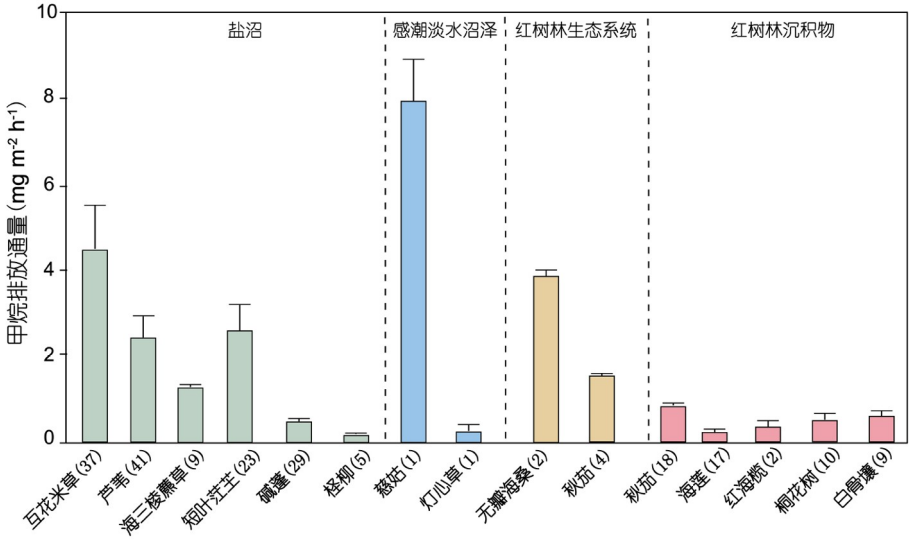


图 2　中国盐沼、感潮淡水沼泽和红树林不同群落甲烷排放通量

图中数据代表平均值±标准误差, 横坐标括号内数字表示甲烷排放通量观测数(*n*)

群落甲烷排放通量的范围为0.024~4.24mg m^{-2} h^{-1}，平均值为(2.22±0.29)mg m^{-2} h^{-1}，其中，互花米草群落甲烷排放通量((4.24±0.79)mg m^{-2} h^{-1})最大，柽柳群落甲烷排放通量((0.024±0.01)mg m^{-2} h^{-1})最小. 感潮淡水慈姑群落甲烷排放通量高达(7.88±0.11)mg m^{-2} h^{-1}. 不同红树林群落甲烷排放通量(涡度协方差通量塔测定)范围为1.45~3.88mg m^{-2} h^{-1}，平均值为(2.26±0.55) mg m^{-2} h^{-1}，其中无瓣海桑群落甲烷排放通量((3.88±0.13)mg m^{-2} h^{-1})最高，秋茄群落((1.45±0.33)mg m^{-2} h^{-1})最低. 不同红树林群落沉积物甲烷排放通量(静态箱法测定)范围为0.04~0.72mg m^{-2} h^{-1}，平均值为(0.22±0.13)mg m^{-2} h^{-1}，其中，海莲群落沉积物甲烷排放通量((0.04±0.004)mg m^{-2} h^{-1})最小, 秋茄群落沉积物甲烷排放通量((0.72±0.24)mg m^{-2} h^{-1})最大. 中国亚热带盐

沼群落甲烷排放通量均值((3.54±0.40)mg m^{-2} h^{-1})显著高于温带((0.40±0.13)mg m^{-2} h^{-1}). 中国盐沼生态系统及红树林沉积物甲烷排放通量空间分布见图3, 盐沼甲烷排放通量在亚热带区域高于温带和热带区域, 70%的盐沼甲烷排放通量介于0.5~1.5mg m^{-2} h^{-1}, 63%的红树林沉积物甲烷排放通量低于0.16mg m^{-2} h^{-1} (图3).

3.2　各省盐沼和红树林主要群落类型甲烷排放通量

同一盐沼植物群落类型甲烷排放通量在不同省份差异较大(表1), 芦苇群落甲烷排放通量在山东省最低((0.38±0.87)mg m^{-2} h^{-1}), 福建省最高((4.58±0.52)mg m^{-2} h^{-1}), 互花米草群落甲烷排放通量在江苏省最低((0.67±0.24)mg m^{-2} h^{-1}), 福建省最高((8.01±1.39)mg

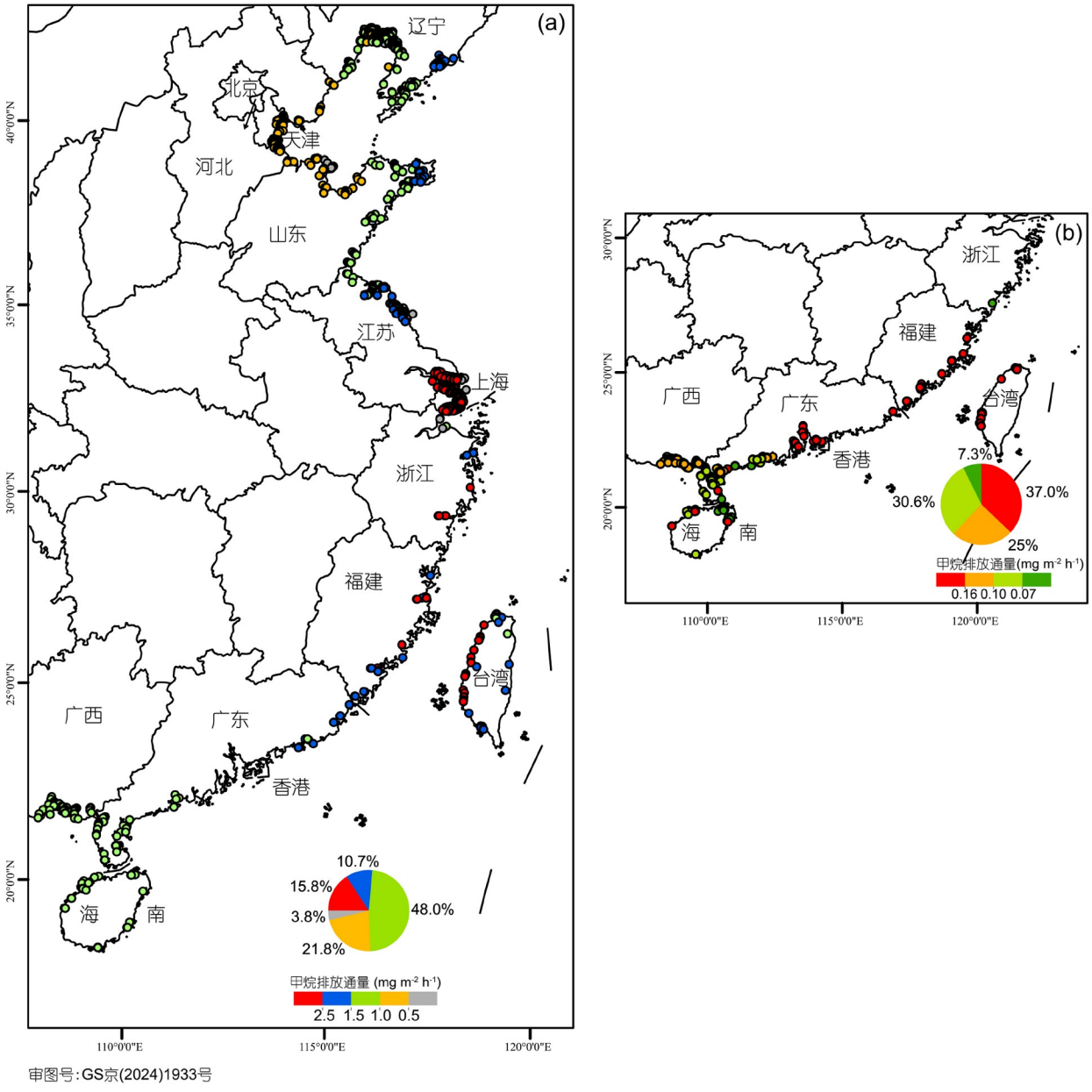


图 3　**中国滨海盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量的空间分布**

(a) 盐沼甲烷排放通量; (b) 红树林沉积物甲烷排放通量

$m^{-2}\ h^{-1}$). 各省份盐沼群落甲烷排放通量平均值范围为0.15~4.69mg $m^{-2}\ h^{-1}$, 其中福建省盐沼甲烷排放通量均值最大((4.69±0.64)mg $m^{-2}\ h^{-1}$), 山东省盐沼甲烷排放通量均值最小((0.15±0.10)mg $m^{-2}\ h^{-1}$).

中国红树林甲烷排放通量数据多是运用静态箱测定的红树林沉积物甲烷排放通量(表2). 秋茄红树林沉积物甲烷排放通量范围为0.08~1.02mg $m^{-2}\ h^{-1}$. 白骨壤红树林沉积物甲烷排放通量范围为0.04~0.49mg $m^{-2}\ h^{-1}$, 桐花树红树林沉积物甲烷排放通量范围为0.02~0.24mg $m^{-2}\ h^{-1}$, 海莲红树林沉积物甲烷排放通量为(0.04±0.004)mg $m^{-2}\ h^{-1}$. 目前仅有少数研究利用涡度协方差通量塔测定的红树林生态系统甲烷排放通量(表2), 漳江口秋茄为优势种的红树林生态系统甲烷排放通量为(0.47±0.01)mg $m^{-2}\ h^{-1}$, 香港米埔秋茄红树林生态系统甲烷排放通量为(1.78±0.02)mg $m^{-2}\ h^{-1}$, 珠江口无瓣海桑红树林生态系统甲烷排放通量为(3.88±0.12)mg $m^{-2}\ h^{-1}$.

3.3 各省盐沼和红树林生态系统甲烷年排放量

各省盐沼和红树林沉积物甲烷年排放量差异很大(图4), 范围分别为0.8~10769.49和5.38~475.75Mg $CH_4\ a^{-1}$, 其中上海市盐沼甲烷年排放量最高为10769.49Mg $CH_4\ a^{-1}$, 广东省红树林沉积物甲烷年排放量最高为475.75Mg $CH_4\ a^{-1}$. 由涡度协方差通量塔测得的各省红树林生态系统甲烷年排放量范围为4.36~3128.67Mg $CH_4\ a^{-1}$. 对我国沿海各省盐沼和红树林滨海生态系统甲烷年排放量进行汇总的结果为: 盐沼生态系统为31179.75Mg $CH_4\ a^{-1}$, 红树林生态系统为5533.97Mg $CH_4\ a^{-1}$, 红树林沉积物为701.64Mg $CH_4\ a^{-1}$.

3.4 盐沼和红树林甲烷排放通量与环境因子的相关性

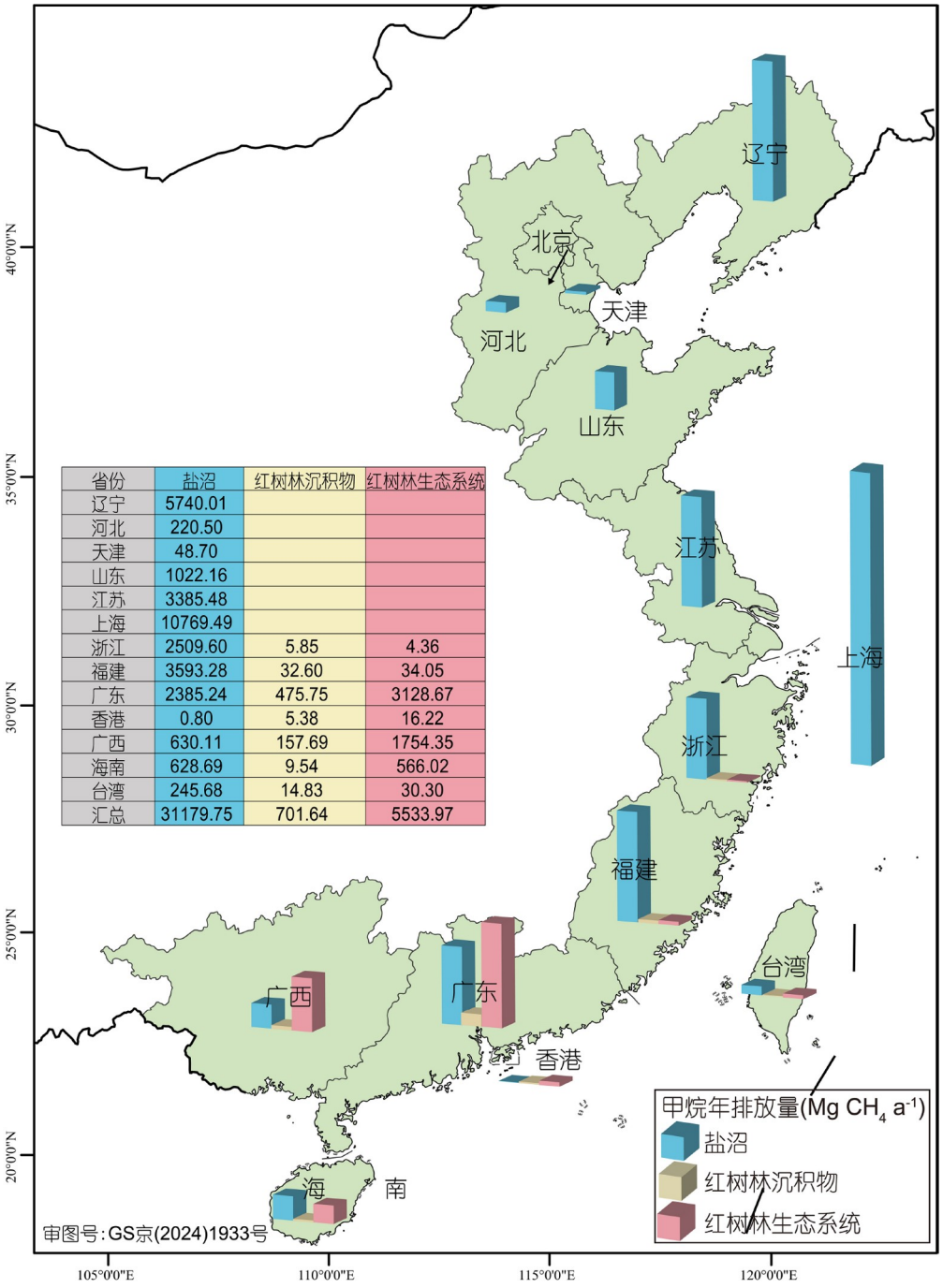
随机森林模型分析结果表明: 年均温和土壤湿度是影响中国滨海芦苇沼泽甲烷排放通量2个最主要的驱动因子, 气候特征(年均温)解释17.6%的芦苇沼泽甲烷排放通量变化, 土壤特征(土壤盐度、湿度、pH和有机碳含量)解释23.2%芦苇沼泽甲烷排放通量变化; 土壤有机碳和土壤湿度2个指标是影响互花米草沼泽甲烷排放通量的2个最主要的驱动因子(图5), 土壤特征(土壤有机碳含量、湿度、pH、盐度)解释50.0%互花米草沼泽甲烷排放通量变化, 气候特征(年均温)影响很小. 土壤盐度、年均温、土壤有机碳是驱动红树林沉积物甲烷排放通量的主要因子, 土壤盐度可解释13.6%红树林沉积物甲烷排放通量变化, 年均温可解释11.5%的红树林沉积物甲烷排放通量变化(图6).

芦苇沼泽、互花米草沼泽甲烷排放通量与温度和盐度等因子的相关性见图7, 芦苇沼泽甲烷排放通量与

表 2 中国沿海各省红树林沉积物及红树林生态系统甲烷排放通量的比较[a)]

区域	红树林沉积物甲烷排放通量(mg $m^{-2}\ h^{-1}$)					红树林生态系统甲烷排放通量(mg $m^{-2}\ h^{-1}$)		
	秋茄	白骨壤	桐花树	海莲	均值	秋茄	无瓣海桑	均值
辽宁	–	–	–	–	–	–	–	–
山东	–	–	–	–	–	–	–	–
江苏	–	–	–	–	–	–	–	–
上海	–	–	–	–	–	–	–	–
浙江	0.63±0.22(3)	–	–	–	0.63±0.22(3)	–	–	–
福建	0.76±0.40(10)	0.49±0.28(3)	0.09(1)	–	0.45±0.19(14)	0.47±0.01(1)	–	0.47±0.01(1)
广东	1.02±0.47(3)	–	0.15±0.11(4)	–	0.59±0.44(7)	–	3.88±0.12(2)	3.88±0.12(2)
广西	0.08(1)	–	0.24(1)	–	0.16±0.08(2)	–	–	–
海南	–	0.04±0.004(6)	0.02±0.01(4)	0.04±0.004(17)	0.03±0.007(27)	–	–	–
香港	–	–	–	–	–	1.78±0.02(3)	–	1.78±0.02(3)
台湾	0.23(1)	–	–	–	0.23(1)	–	–	–
均值	0.72±0.24(18)	0.19±0.11(9)	0.10±0.05(10)	0.04±0.004(17)	–	1.45±0.33(4)	3.88±0.12(2)	–

a) 表中数据为平均值±标准误差; –, 无数据; 括号内数值为甲烷排放通量观测数



省份	盐沼	红树林沉积物	红树林生态系统
辽宁	5740.01		
河北	220.50		
天津	48.70		
山东	1022.16		
江苏	3385.48		
上海	10769.49		
浙江	2509.60	5.85	4.36
福建	3593.28	32.60	34.05
广东	2385.24	475.75	3128.67
香港	0.80	5.38	16.22
广西	630.11	157.69	1754.35
海南	628.69	9.54	566.02
台湾	245.68	14.83	30.30
汇总	31179.75	701.64	5533.97

图 4　中国沿海各省份盐沼、红树林生态系统和红树林沉积物年甲烷排放量的估算

年均温、土壤湿度、土壤有机碳和年降水显著正相关(p<0.01和p<0.05)，与pH和盐度显著负相关(p<0.01和p<0.05). 互花米草沼泽甲烷排放通量与土壤有机碳和年均温、年降水显著正相关(p<0.01和p<0.05), 与pH和盐度显著负相关(p<0.01). 芦苇沼泽、互花米草沼泽甲烷排放通量随着纬度的增加显著下降(p<0.01), 芦苇沼泽、互花米草沼泽甲烷排放通量随着年均温和土壤有机碳含量的增加线性上升(p<0.01和p<0.05)，随着盐度

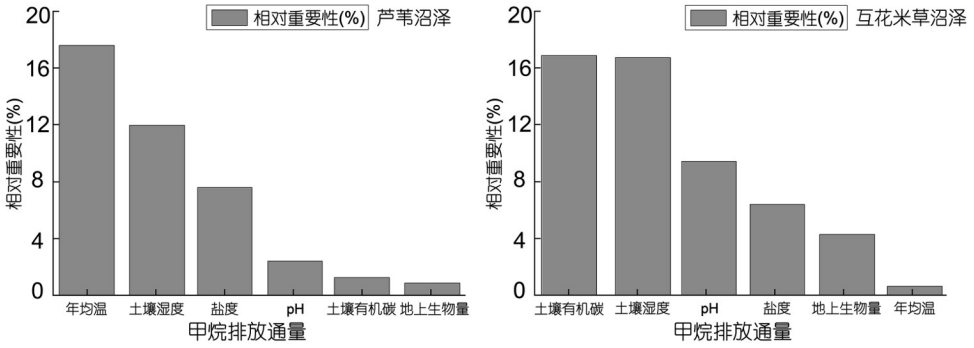


图 5　基于随机森林模型的芦苇沼泽和互花米草沼泽甲烷排放通量的影响因子的相对重要性

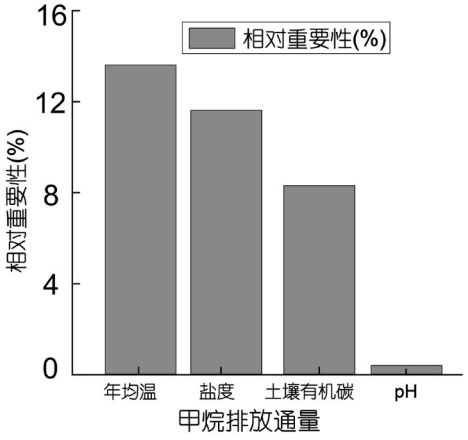


图 6　基于随机森林模型的红树林沉积物甲烷排放通量的影响因子的相对重要性

的增加线性下降(p<0.05和p<0.01)(附图S1). 红树林生态系统沉积物甲烷排放通量与温度和土壤有机碳等因子的相关性见图8, 红树林生态系统沉积物甲烷排放通量与土壤有机碳显著正相关(p<0.05).

4　讨论

4.1　中国与全球盐沼和红树林甲烷排放通量的比较

中国与全球盐沼和红树林的甲烷排放通量、甲烷年排放量、甲烷排放全球变暖潜势等见表3. 全球盐沼甲烷排放通量为−0.06~62.75mg CH_4 m^{-2} h^{-1}(Al-Haj和Fulweiler, 2020). 本研究通过汇总中国不同盐沼群落甲烷排放通量, 结果表明: 中国盐沼甲烷排放通量范围为−0.14~15.90mg CH_4 m^{-2} h^{-1}, 平均值为(2.22±0.29)mg CH_4 m^{-2} h^{-1}, 与全球盐沼甲烷排放通量均值((2.36±0.90)mg CH_4 m^{-2} h^{-1})十分接近; 中国盐沼甲烷排放通量最高值(15.90mg CH_4 m^{-2} h^{-1})小于全球尺度最高值(62.75mg CH_4 m^{-2} h^{-1}). 红树林生态系统甲烷排放通量平均值(2.26±0.55)mg CH_4 m^{-2} h^{-1}, 小于全球红树林生态系统甲烷排放通量均值((3.00±0.13)~(3.05±0.72)mg CH_4 m^{-2} h^{-1}). 与其他湿地生态系统相比, 中国盐沼甲烷排放通量((2.22±0.29)mg CH_4 m^{-2} h^{-1})较低, 中国稻田甲烷排放通量((11.35±12.41)mg m^{-2} h^{-1})、淡水湿地甲烷排放通量((9.71±5.53)mg m^{-2} h^{-1})、泥炭地甲烷排放通量((6.46±6.60)mg m^{-2} h^{-1})(Chen等, 2013). 中国盐沼甲烷年排放量为23384.81Mg CH_4-C a^{-1}, 仅占全球盐沼甲烷年排放量的2.75%(Al-Haj和Fulweiler, 2020). 中国红树林生态系统甲烷年排放量为4150.48Mg CH_4-C a^{-1}, 约仅占全球红树林甲烷年排放量(Al-Haj和Fulweiler, 2020)的0.14%~0.15%. 中国滨海盐沼和红树林生态系统甲烷年排放量之和占中国湿地甲烷年排放量((1.91±1.60) Tg CH_4-C a^{-1})(Wang等, 2023)的1.44%.

4.2　盐沼和红树林甲烷排放对NEE、沉积物碳埋藏的抵消比例

20年和100年尺度中国与全球的盐沼和红树林甲烷年排放量对盐沼和红树林沉积物碳年埋藏抵消比例, 以及中国与全球的盐沼和红树林甲烷年排放通量对盐沼和红树林生态系统NEE的抵消比例见表3. 中国红树林沉积物碳埋藏量0.05Tg C a^{-1}, 远低于中国盐沼沉积物碳埋藏量(0.50Tg C a^{-1}). 中国盐沼甲烷排放百年尺度对沉积物碳埋藏量抵消比例为126.27%, 大于全球盐沼甲烷排放百年尺度对其沉积物碳埋藏量的抵消比例(38%); 中国红树林甲烷排放百年尺度对中国红树林沉积物碳埋藏量的抵消比例为224.13%, 小于全

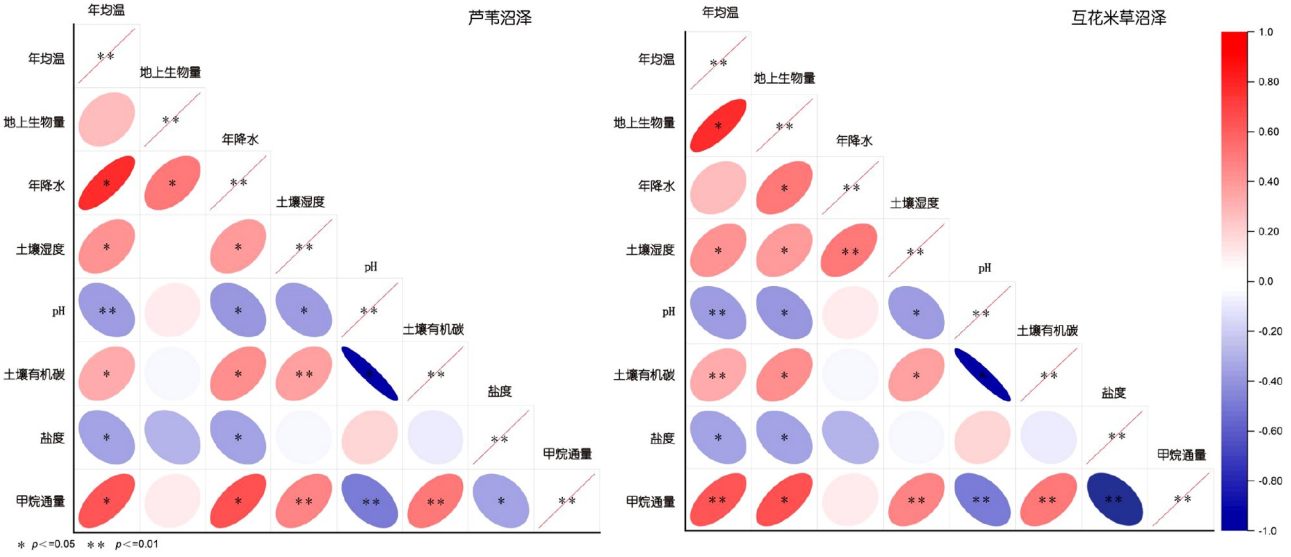


图 7　芦苇沼泽、互花米草沼泽甲烷排放通量与环境因子的相关性

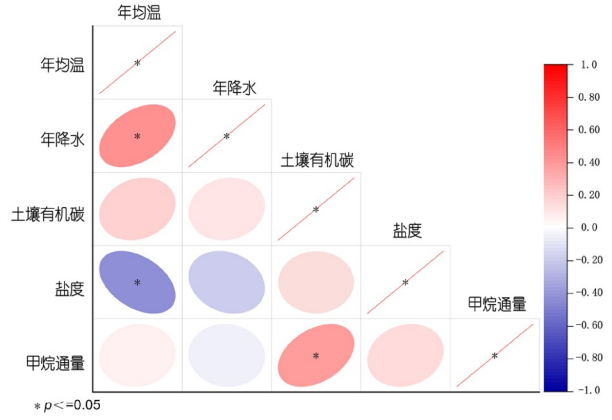


图 8　红树林生态系统沉积物甲烷排放通量与环境因子的相关性

球红树林甲烷排放百年尺度对其沉积物碳埋藏量的抵消比例(315.76%~343.22%). Wang等(2024)基于中国涡度相关通量塔(其中5个红树林观测点、9个盐沼观测点)测定的结果得出中国红树林NEE值为(781±353)g C $m^{-2}a^{-1}$, 盐沼NEE((448±257)g C m^{-2} a^{-1}), 其中红树林NEE高于全球尺度红树林NEE(221g C $m^{-2}a^{-1}$), 盐沼NEE远远低于全球尺度盐沼NEE(1585g C $m^{-2}a^{-1}$) (Duarte等, 2005). 中国盐沼甲烷排放通量百年尺度对中国盐沼生态系统NEE的抵消比例达88%(表3), 远高于全球尺度盐沼甲烷排放通量对盐沼生态系统NEE的抵消比例(14%)(展鹏飞和仝川, 2023), 分析原因可能是Wang等(2024)给出的中国盐沼NEE值的观测点主要位于温带盐沼观测点, 如果考虑到亚热带沿海盐沼观测点, 如林晓雪等(2022)运用箱式法测定结合模型估算出闽江河口芦苇沼泽生态系统NEE值为(1522.1±100.6)g C m^{-2} a^{-1}, 中国盐沼生态系统年尺度NEE将会增加, 百年尺度中国盐沼甲烷排放通量对中国盐沼生态系统NEE抵消比例将下降; 百年尺度中国红树林甲烷排放通量对其生态系统NEE的抵消比例为53% (表3), 高于全球尺度红树林年甲烷排放通量对红树林生态系统NEE的抵消比例(36%)(展鹏飞和仝川, 2023).

4.3　盐沼和红树林的不同群落甲烷排放通量

中国沿海互花米草群落甲烷排放通量明显高于其他盐沼植物群落(表1). 分析原因主要有以下几个方面: (1) 互花米草群落生物量高于其他植物群落, 研究表明随着植物生物量增加, 输入到土壤的植物源碳增加, 增加甲烷产生底物数量和甲烷产生速率, 最终增加甲烷排放通量(Cheng等, 2007; Hirota等, 2007; Li等, 2018; Wang等, 2019; Alongi, 2014); (2) 互花米草植株介导的甲烷传输排放能力高于其他沼泽植物(黄佳芳等, 2011; 仝川等, 2012a, 2012b).

基于研究手段等的限制, 目前中国红树林生态系统甲烷排放通量观测数据很少, 目前主要集中在对于

表 3　中国与全球的盐沼和红树林生态系统甲烷通量、甲烷年排放量、沉积物碳埋藏量及甲烷排放对生态系统NEE及沉积物碳埋藏的抵消比例的比较[a)]

全球		盐沼	红树林	中国		盐沼	红树林
甲烷排放通量 ($mg\ CH_4\ m^{-2}\ h^{-1}$)	中位数	0.15	0.19	甲烷排放通量 ($mg\ CH_4\ m^{-2}\ h^{-1}$)	中位数	0.72	0.64
	范围	−0.06~62.75	−0.04~48.58		范围	−0.14~15.90	0.01~30.33
甲烷排放通量 ($mg\ CH_4\ m^{-2}\ h^{-1}$)	平均值±标准误差	2.36±0.90	3.00±0.13~3.05±0.72	甲烷排放通量 ($mg\ CH_4\ m^{-2}\ h^{-1}$)	平均值±标准误差	2.22±0.30	2.26±0.55
面积(km^2)		55000	137760~152361	面积(km^2)		2686.21	258.59
甲烷年排放量 ($Tg\ CH_4\text{-}C\ a^{-1}$)	平均值±标准误差	0.85±0.32	2.76±0.12~3.00±0.72	甲烷年排放量 ($Mg\ CH_4\text{-}C\ a^{-1}$)		23384.81	4150.48
沉积物碳年埋藏量 ($Tg\ C\ a^{-1}$)		60.4	23.6	沉积物碳年埋藏量 ($Tg\ C\ a^{-1}$)		0.50	0.05
20年尺度甲烷排放二氧化碳当量 ($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		67.82	219.09~242.38	20年尺度甲烷排放二氧化碳当量($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		1.86	0.33
百年尺度甲烷排放二氧化碳当量 ($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		22.98	74.22~82.11	百年尺度甲烷排放二氧化碳当量($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		0.63	0.11
百年尺度甲烷排放持续通量二氧化碳当量($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		38.28	123.72~136.8	百年尺度甲烷排放持续通量二氧化碳当量 ($Tg\ CO_2\text{-}eq\ a^{-1}$)		1.04	0.19
20年尺度甲烷排放量对沉积物碳埋藏量抵消强度(%)		112.2	932.08~1013.1	20年尺度甲烷排放量对沉积物碳埋藏量抵消强度(%)		372.8	661.6
百年尺度甲烷排放量对沉积物碳埋藏量抵消强度(%)		38.0	315.76~343.2	百年尺度甲烷排放对沉积物碳埋藏量抵消强度(%)		126.3	224.1
20年尺度甲烷排放通量对NEE抵消强度(%)		41	106	20年尺度甲烷排放通量对NEE抵消强度(%)		257.1	151.5
百年尺度甲烷排放通量对NEE抵消强度(%)		14	36	百年尺度甲烷排放通量对NEE抵消强度(%)		88	53

a) 全球尺度盐沼生态系统及红树林生态系统甲烷排放通量源自Al-Haj和Fulweiler(2020), 全球尺度盐沼及红树林面积源自Al-Haj和Fulweiler(2020), 全球尺度盐沼生态系统及红树林生态系统甲烷年排放量源自Al-Haj和Fulweiler(2020), 全球盐沼和红树林沉积物碳年埋藏量源自Chmura等(2003), 中国盐沼沉积物碳年埋藏量源自王法明等(2021), 红树林碳年埋藏量数据源自Wang等(2021), 中国盐沼和红树林年尺度NEE源自Wang等(2024). 全球盐沼、红树林甲烷排放通量对NEE抵消比例数据源自展鹏飞和仝川(2023). Mg=1×10^6g, Tg=1×10^{12}g

秋茄群落和无瓣海桑群落的观测，前者甲烷排放通量远低于后者(表2)，无瓣海桑红树林生物量远高于秋茄红树林是其主要原因之一．目前已发表的文献多是运用静态箱测定红树林沉积物甲烷排放通量，主要集中在秋茄、白骨壤、桐花树和海莲等群落(康文星等, 2008; 叶勇等, 2000; 余丹等, 2014; Chen等, 2010, 2016; Chen等, 2015; Wang等, 2016; 高春等, 2017; Gao等, 2018), 其中海莲群落沉积物甲烷排放通量(0.04±0.004) mg m^{-2} h^{-1}最低，秋茄(0.72±0.24)mg m^{-2} h^{-1}最高(表2). 最近的一项研究表明，红树林生态系统甲烷排放26%来自于树干排放(Jeffrey等, 2019). Zhang等(2022)原位观察了不同红树林的植物不同器官及沉积物甲烷排放通量及其对红树林生态系统甲烷排放通量的贡献，白骨壤的呼吸根甲烷排放通量占白骨壤生态系统甲烷排放通量的84%，而其树干、沉积物甲烷排放通量分别仅占9%和7%, 相反, 对于没有呼吸根的桐花树和秋茄红树林群落，树干甲烷排放通量在生态系统甲烷排放通量中占主导地位(75%~79%).

4.4　盐沼和红树林甲烷排放通量的调控因子

作为中国沿海分布范围最广的2个盐沼生态系统, 芦苇沼泽和互花米草沼泽甲烷排放通量均随着纬度增加而下降、随着年均温的增加而上升(附图S1)，其中芦苇沼泽甲烷排放通量与年均温的相关性更显著(附图S1). 一个意想不到的结果为年均温是驱动芦苇沼泽甲烷排放通量最重要的环境因子，但并不是驱动互花米草沼泽甲烷排放通量的环境因子(图5)，从芦苇沼泽和互花米草沼泽甲烷排放通量观测数据分析，芦苇沼泽甲烷排放通量观测点的年均温分布范围更广，而互花米草沼泽甲烷排放通量观测点的年均温分布范围相对较窄(附图S1)，这样就造成在年均温相对较窄的地理区间内，土壤有机碳含量成为驱动互花米草沼泽甲烷排放通量最主要的驱动因子(图5). 本研究中热图相关分析和随机森林模型分析的结果表明：芦苇沼泽和互花米草沼泽甲烷排放通量均与土壤湿度显著正相关, 且土壤湿度是甲烷排放通量最主要的2个驱动因子之一．芦苇沼泽和互花米草沼泽甲烷排放通量均与土壤有机碳含量呈显著正相关关系，且土壤有机碳含量是驱动互花米草沼泽甲烷排放通量最主要的土壤环境因子(图5和7). 年均温升高增加盐沼植物生物量(Ding等, 2004; Han等, 2014; Baldwin等, 2014; Coldren等, 2016; Hu等, 2018; Lindborg等, 2021), 进而为土壤甲烷产生提供更多的碳底物；同时年均温较高可以提高产甲烷菌等微生物的活性，增加甲烷产生速率，最终增加甲烷排放通量(Yvon-Durocher等, 2014). 土壤湿度较高通常伴随着更加缺氧的厌氧环境，这样在更大程度上促进土壤有机碳厌氧矿化速率，包括甲烷的产生速率.

本研究中随机森林模型分析和热图相关分析的结果表明: 盐沼甲烷排放通量均与盐度显著负相关(图7), 且盐度是影响盐沼甲烷排放通量的主要环境因子之一(图5). 盐度的增加抑制盐沼和红树林的甲烷排放(Bartlett等, 1987; Magenheimer等, 1996). 滨海湿地盐度增加意味着SO_4^{2-}浓度的提升，研究表明硫酸盐还原菌及其介导的硫酸盐还原过程比产甲烷菌及其介导的甲烷产生过程具有更强的亲和力，从而抑制甲烷产生(Purdy等, 2003). 本研究还表明：盐沼甲烷排放通量与土壤pH显著负相关关系, 且土壤pH也是驱动盐沼甲烷排放通量的主要环境因子之一. 有研究表明, 土壤有机碳含量及其活性组分含量与土壤pH呈负相关, 且pH增加会抑制产甲烷菌等微生物活性和数量(吴秀坤等, 2013), 这也支持了本研究的结果.

结构方程(SEM)路径分析表明：盐度直接影响盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量，而年均温对于盐沼(RMSEA=0.06)和红树林(RMSEA=0.05)甲烷排放通量的作用更多是间接的影响，即通过增加土壤有机碳含量(路径系数=0.70)间接提升甲烷排放通量，这也表明气候因素和土壤特征的交互作用影响和调控滨海蓝碳湿地甲烷排放通量的变化(图9). 标准化总效应结果表明：土壤有机碳对盐沼和红树林沉积物统甲烷排放通量的影响最大，盐度、纬度和pH对甲烷排放通量的产生存在负效应，其中纬度和pH对红树林沉积物甲烷排放通量的负效应大于对盐沼生态系统甲烷排放通量的负效应.

4.5　中国盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量年际变化

基于机器学习模型估算的2000~2018年中国盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量动态变化见图10，盐沼甲烷排放通量平均值为(1.48±0.02)mg m^{-2} h^{-1}，年际波动幅度为(年际变化标准差)为0.45mg m^{-2} h^{-1}；红树林

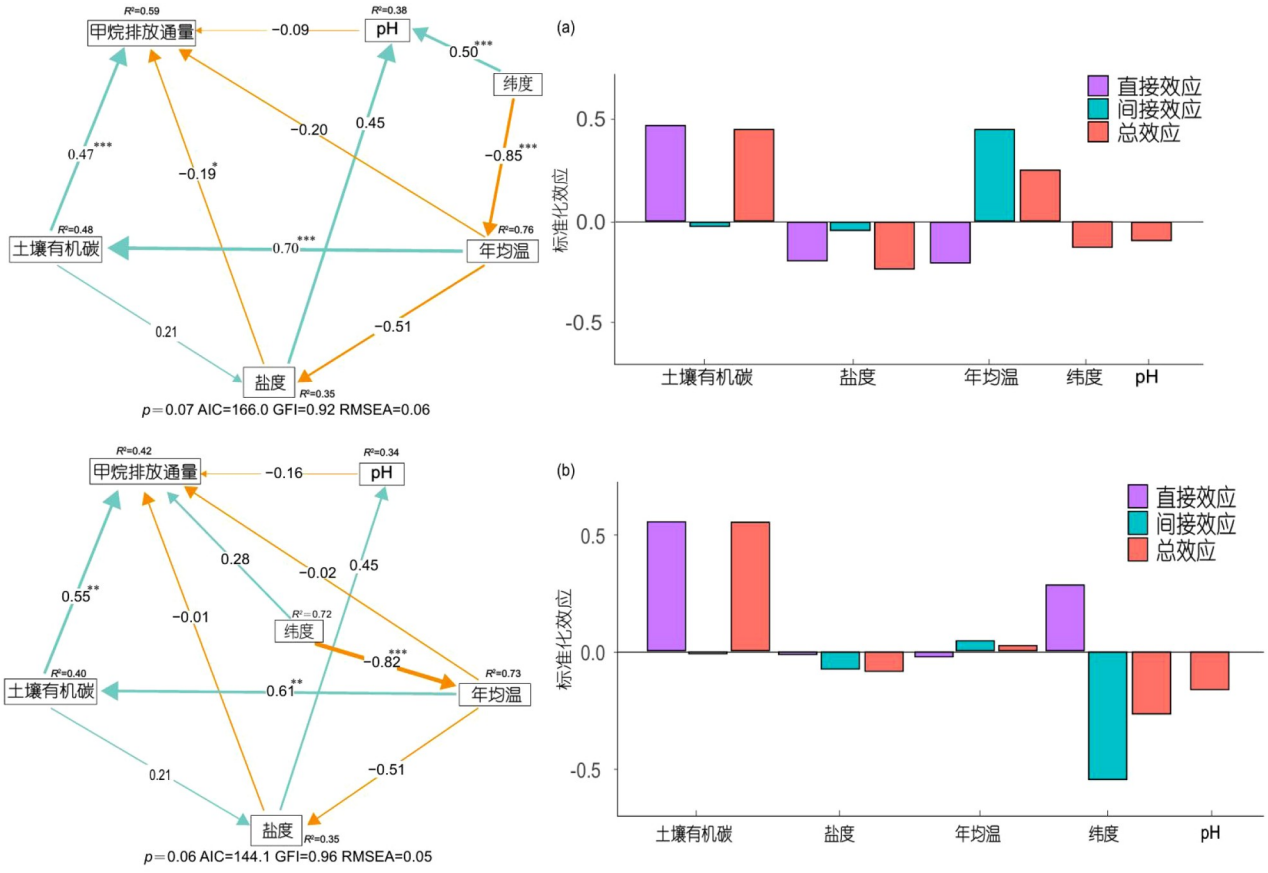


图 9　不同因子对盐沼生态系统、红树林沉积物甲烷排放通量直接和间接影响的结构方程模型(SEM)分析结果

蓝线和橘线分别代表正相关关系和负相关关系, 线的宽窄表示关系的强弱, 线旁数字为标准化路径系数. (a) 盐沼; (b) 红树林

沉积物甲烷排放通量平均值为(0.32±0.01)mg m^{-2} h^{-1}, 年际波动幅度为(年际变化标准差)为0.47mg m^{-2} h^{-1}. 中国滨海不同气候带(温带、热带)盐沼甲烷排放通量年际变化预测结果显示: 热带盐沼甲烷排放通量((1.55±0.19)mg m^{-2} h^{-1})略高于温带((1.44±0.07)mg m^{-2} h^{-1}), 热带年际波动幅度(0.34mg m^{-2} h^{-1})与温带(0.37mg m^{-2} h^{-1})相近.

4.6　增温和氮沉降增加对中国盐沼甲烷年排放量影响的情景模拟

滨海湿地生态系统的过程和功能正面临着气候变暖、氮负荷增加、海平面上升和外来植物入侵等全球变化和人类活动因素的影响, 以上胁迫因素强度的增加将改变盐沼的甲烷排放, 因此需预测人类活动和全球变暖对于盐沼甲烷排放的影响, 特别是全球气候变暖和氮负荷增加的影响.

我们预测出21世纪末大气低(1.4℃)中(1.8℃)和高(2.7℃)3种增温情景(IPCC, 2021), 以及在中国沿海地区20世纪初大气氮素湿沉降30kg N hm^{-2} a^{-1}(逯超普和颜晓元, 2010; 顾峰雪等, 2016)基础上倍增0.5倍(45kg N hm^{-2} a^{-1})、1倍(60kg N hm^{-2} a^{-1})和2倍(90kg N hm^{-2} a^{-1})3种氮沉降增加情景下的中国盐沼生态系统甲烷排放量的变化(图11). 氮沉降量增加对盐沼甲烷排放量的影响通过氮沉降增加的湿地甲烷通量排放因子进行预测, 氮沉降增加湿地甲烷通量排放因子为0.91kg CH_4-C hm^{-2} a^{-1} Per kg N hm^{-2} a^{-1}(Deng等, 2020). 增温对盐沼甲烷年排放量的影响通过盐沼甲烷排放通量与年均温的线性拟合关系的斜率进行预测, 大气年均温每增加1℃的盐沼甲烷排放通量(mg m^{-2} h^{-1})增加系数为0.2(附图S2). 预测结果表明: 未来增温1.4℃、1.8℃和2.7℃将导致中国盐沼生态系统甲烷排放量分别增加21.1%、27.2%和40.8%; 未来氮沉降量

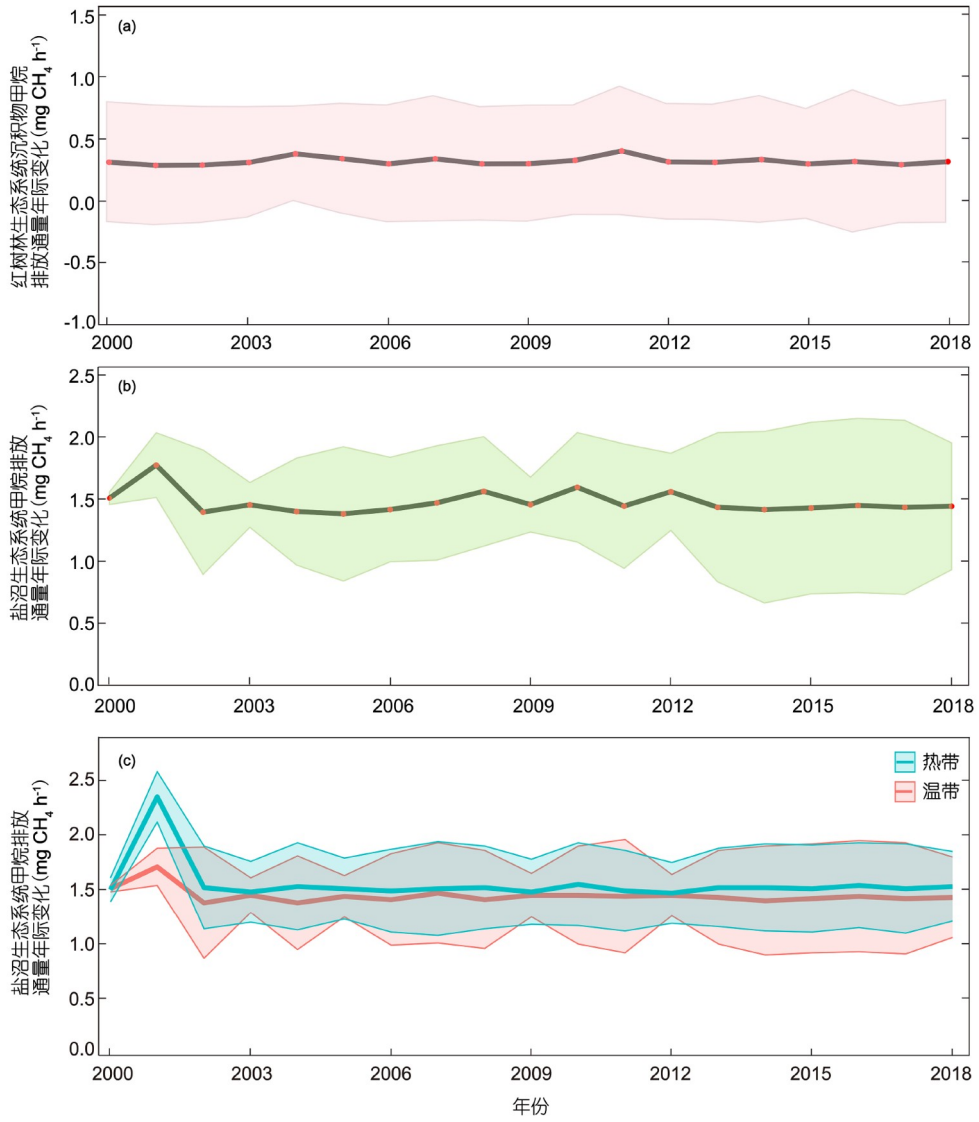


图 10　中国滨海盐沼和红树林沉积物甲烷排放通量年际变化

阴影部分表示模型评估的不确定度, 用1倍标准差表示

增加0.5、1和2倍将导致中国盐沼生态系统甲烷排放量分别增加47.0%、62.7%和94.1%, 相对于3种增温情景, 3种氮沉降增加情景下中国盐沼生态系统将排放更多的甲烷气体.

5　不确定性分析

目前国际上对于区域、国家和全球尺度湿地生态系统甲烷排放的估算方法包括自上而下(top-down)方法(Locatelli等, 2013), 以及自下而上(bottom-up)的清单法, 包括基于水稻田甲烷排放因子和水稻田产量(Yan等, 2009; Bohn等, 2015)尺度上移、基于原位湿地甲烷排放通量测定和湿地面积的尺度上移(Jin等, 1999; Wang等, 2002; Chauhan等, 2008; Al-Haj和Fulweiler, 2020), 以及自下到上的过程模型法(process-based models)(Bridgham等, 2013; Zhang等, 2016). 目前还未见对中国沿海盐沼和红树林生态系统甲烷排放量的全面和系统估算的文献报道, 本研究采用基于中国盐沼和红树林不同植物群落类型甲烷排放通量和各植物群落面积, 自下而上方法初步估算出中国沿海各省以及

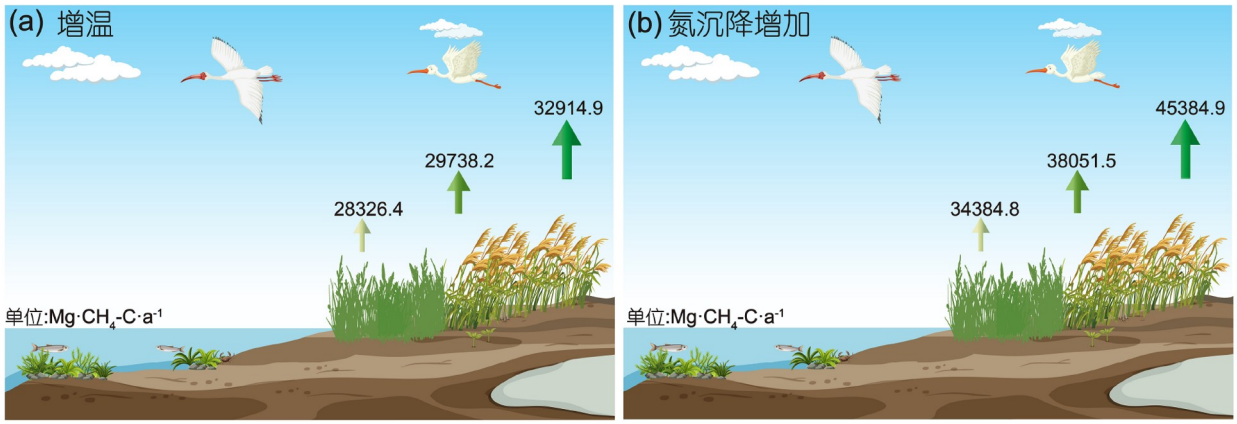


图 11　中国盐沼生态系统甲烷年排放量在增温1.4、1.8和2.7℃情景及氮沉降增加0.5、1和2倍情景下的变化

(a) 增温; (b) 氮沉降增加, 绿色箭头代表增温和氮沉降增加情景下盐沼生态系统甲烷排放量, 颜色由浅到深表示增温及氮沉降倍增由低至高

全国尺度盐沼和红树林甲烷排放量.

基于湿地的甲烷排放通量和湿地面积开展区域尺度甲烷排放量估算的不确定性和误差可能来自两个方面, 一是不同植物群落类型湿地甲烷排放通量的准确性, 二是不同湿地植物群落面积的准确性, 目前中国这两方面的数据均有一定的局限和不确定性. 中国盐沼生态系统甲烷排放通量主要由静态箱法测定, 较少运用涡度协方差通量塔测定高时间分辨率甲烷排放通量(贺文君等, 2019). 运用静态箱法测定盐沼甲烷排放通量时, 包括国际上也几乎均在小潮日白天退潮-地表出露阶段测定, 鲜见在涨潮前、潮水水淹阶段和退潮后3个不同时段均测定, 或在不同潮汐日测定甲烷排放通量日进程(Tong等, 2010, 2012, 2013; 金玉凤等, 2012). 仅基于白天退潮阶段测定的盐沼甲烷排放通量外推到月、年尺度存在一定的偏差. 研究表明: 盐沼湿地白天甲烷排放通量高于夜间, 地表出露阶段高于水淹阶段(Tong等, 2010, 2012, 2013; 金玉凤等, 2012), 我们推测基于目前现有文献盐沼甲烷排放通量估算的中国盐沼甲烷排放通量平均值有所高估. 此外, 目前也未见关于中国沿海盐沼各植物群落类型面积以及红树林各群落类型面积的全面报道, 仅有关于互花米草群落面积的报道(Liu等, 2018; Li等, 2022), 且由于遥感信息源、成像时间的不同存在差异(Mao等, 2020). 虽然存在以上的缺陷和不确定性, 本研究还是首次运用基于群落水平盐沼和红树林甲烷排放通量数据, 自下而上评估出中国及各省份的盐沼和红树林甲烷排放量及其空间格局, 为今后的研究提供了基础数据. 未来在更多地运用涡度协方差通量塔测定中国盐沼不同群落类型和红树林不同群落类型甲烷排放通量, 以及运用高空间分辨率和高光谱分辨率遥感数据获得中国盐沼和红树林主要群落类型准确面积的基础上, 必将提高基于原位湿地甲烷排放通量测定和湿地面积结合估算得出的中国盐沼和红树林生态系统甲烷排放量的精准性.

6　结论

湿地甲烷排放在加剧的全球气候变暖进程中具有不可忽视的作用, 量化区域、国家乃至全球尺度湿地甲烷排放规模, 明晰甲烷排放空间格局, 对于制定区域和国家气候变暖减缓策略具有重要的意义. 滨海盐沼和红树林是重要的海岸带蓝碳生态系统, 具有强大的碳汇功能, 但同时又是大气甲烷的重要自然源, 在一定程度上抵消着蓝碳湿地碳汇功能, 因此急需给出区域、国家尺度盐沼和红树林甲烷排放量数据. 中国盐沼和红树林纬度跨度大、生境差异明显、植物群落类型多样, 目前还没有基于群落水平甲烷排放通量自下而上估算的全国及各省份盐沼和红树林甲烷排放量数据. 尽管存在着一定的不确定性, 本研究仍提供出中国及其各省份以及群落类型为评估单元的盐沼和红树林甲烷排放量的估算结果. 中国盐沼生态系统甲烷排放通量均值((2.22±0.30)mg m^{-2} h^{-1})与红树林生态系统甲烷排放通量均值((2.26±0.55)mg m^{-2} h^{-1})接近, 中国盐沼生态系统年甲烷排放量为31179.75Mg CH_4 a^{-1},

红树林生态系统年甲烷排放量为5533.97Mg CH_4 a^{-1}, 100年尺度中国盐沼和红树林生态系统全球变暖潜势值分别为0.63和0.11Tg CO_2-eq a^{-1}. 年均温、土壤含水量和有机碳含量是中国国家尺度盐沼和红树林甲烷排放通量的主要驱动因子. 盐沼甲烷排放通量随着纬度的降低逐步增加, 这表明全球气候变暖将加剧中国盐沼生态系统甲烷排放量的增加. 我们应该在人类活动和全球变化加剧的背景下更多地关注盐沼和红树林甲烷代谢与排放的研究, 并据此在制定提高中国自然生态系统碳中和能力的政策时予以考虑.

参考文献

逯超普, 颜晓元. 2010. 基于氮排放数据的中国大陆大气氮素湿沉降量估算. 农业环境科学学报, 28: 1606–1611

高春, 胡杰, 龙颜葵, 辛琨. 2017. 海南东寨港红树林土壤二氧化碳和甲烷排放通量研究. 湿地科学, 15: 351–357

顾峰雪, 黄玫, 张远东, 闫慧敏, 李洁, 郭瑞, 钟秀丽. 2016. 1961~2010年中国区域氮沉降时空格局模拟研究. 生态学报, 36: 3591–3600

贺文君, 韩广轩, 宋维民, 李培广, 张树岩, 张希涛. 2019. 潮汐作用对黄河三角洲盐沼湿地甲烷排放的影响. 生态学报, 39: 6238–6246

黄佳芳, 仝川, 刘泽雄. 2011. 沼泽湿地互花米草植物体传输与排放甲烷特征. 植物学报, 46: 534–543

黄可, 孟祥珍, 杨刚, 孙伟伟. 2022. 中国红树林制图的遥感时空概率阈值方法. 遥感学报, 26: 1083–1095

金玉凤, 胡智强, 仝川. 2012. 大、小潮日闽江口短叶茳芏+芦苇沼泽甲烷排放通量日变化特征. 湿地科学, 10: 228–234

康文星, 赵仲辉, 田大伦, 何介南, 邓湘雯. 2008. 广州市红树林和滩涂湿地生态系统与大气二氧化碳交换. 应用生态学报, 19: 2605–2610

廖宝文, 张乔民. 2014. 中国红树林的分布、面积和树种组成. 湿地科学, 12: 435–440

林晓雪, 黄佳芳, 李慧, 仝川. 2022. 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. 生态学报, 42: 9186–9198

刘百桥, 孟伟庆, 赵建华, 胡蓓蓓, 刘利东, 张丰收. 2015. 中国大陆1990~2013年海岸线资源开发利用特征变化. 自然资源学报, 30: 2033–2044

仝川, 黄佳芳, 王维奇, 廖稷, 刘泽雄, 曾从盛. 2012a. 闽江口半咸水芦苇潮汐沼泽湿地甲烷动态. 地理学报, 67: 1165–1180

仝川, 姚顺, 王维奇, 黄佳芳, 张林海, 章文龙, 曾从盛. 2012b. 中国东南沿海短叶茳芏潮汐沼泽湿地甲烷动态特征. 中国科学: 地球科学, 42: 723–735

王法明, 唐剑武, 叶思源, 刘纪化. 2021. 中国滨海湿地的蓝色碳汇功能及碳中和对策. 中国科学院院刊, 36: 241–251

吴秀坤, 李永梅, 李朝丽, 王自林, 范茂攀. 2013. 纳版河流域土地利用方式对土壤总有机碳以及活性有机碳的影响. 生态环境学报, 22: 6–11

叶勇, 卢昌义, 林鹏. 2000. 海莲红树林土壤CH_4动态研究. 土壤与环境, 9: 91–95

余丹, 陈光程, 陈顺洋, 陈雅萍, 陈彬, 叶勇, 侯建平. 2014. 夏季九龙江口红树林土壤-大气界面温室气体通量的研究. 应用海洋学学报, 33: 175–182

展鹏飞, 仝川. 2023. 甲烷排放部分抵消湿地生态系统碳汇功能: 全球数据分析. 应用生态学报, 34: 2958–2968

Al-Haj A N, Fulweiler R W. 2020. A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. Glob Change Biol, 26: 2988–3005

Alongi D M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. Annu Rev Mar Sci, 6: 195–219

Baldwin A H, Jensen K, Schönfeldt M. 2014. Warming increases plant biomass and reduces diversity across continents, latitudes, and species migration scenarios in experimental wetland communities. Glob Change Biol, 20: 835–850

Bartlett K B, Bartlett D S, Harriss R C, Sebacher D I. 1987. Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. Biogeochemistry, 4: 183–202

Bohn T J, Melton J R, Ito A, Kleinen T, Spahni R, Stocker B D, Zhang B, Zhu X, Schroeder R, Glagolev M V, Maksyutov S, Brovkin V, Chen G, Denisov S N, Eliseev A V, Gallego-Sala A, McDonald K C, Rawlins M A, Riley W J, Subin Z M, Tian H, Zhuang Q, Kaplan J O. 2015. WETCHIMP-WSL: Intercomparison of wetland methane emissions models over West Siberia. Biogeosciences, 12: 3321–3349

Bridgham S D, H Cadillo-Quiroz J K, Keller J K, Zhuang Q L. 2013. Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. Glob Change Biol, 19: 1325–1346

Chauhan R, Ramanathan A L, Adhya T K. 2008. Assessment of methane and nitrous oxide flux from mangroves along Eastern coast of India. Geofluids, 8: 321–332

Chen G C, Tam N F Y, Ye Y. 2010. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N_2O, CH_4 and CO_2 from mangrove soil in South China. Sci Total Environ, 408: 2761–2767

Chen G, Chen B, Yu D, Tam N F Y, Ye Y, Chen S Y. 2016. Soil greenhouse gas emissions reduce the contribution of mangrove plants to the atmospheric cooling effect. Environ Res Lett, 11: 124019

Chen H, Zhu Q A, Peng C H, Wu N, Wang Y F, Fang X Q, Jiang H, Xiang W H, Chang J, Deng X W, Yu G R. 2013. Methane emissions from rice paddies natural wetlands, lakes in China: Synthesis new estimate. Glob Change Biol, 19: 19–32

Chen Y, Chen G, Ye Y. 2015. Coastal vegetation invasion increases greenhouse gas emission from wetland soils but also increases soil carbon accumulation. Sci Total Environ, 526: 19–28

Cheng X, Peng R H, Chen J Q, Luo Y Q, Zhang Q F, An S Q, Chen J K, Li B. 2007. CH_4 and N_2O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms. Chemosphere, 68: 420–427

Chmura G L, Anisfeld S C, Cahoon D R, Lynch J C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. Glob Biogeochem Cycle, 17: 1–2

Coldren G A, Barreto C R, Wykoff D D, Morrissey E M, Langley J A, Feller I C, Chapman S K. 2016. Chronic warming stimulates growth of marsh grasses more than mangroves in a coastal wetland ecotone. Ecology, 97: 3167–3175

Deng L, Huang C, Kim D G, Shangguan Z, Wang K, Song X, Peng C. 2020. Soil GHG fluxes are altered by N deposition: New data indicate lower N stimulation of the N_2O flux and greater stimulation of the calculated C pools. Glob Change Biol, 26: 2613–2629

Ding W, Cai Z, Tsuruta H. 2004. Cultivation, nitrogen fertilization, and set-aside effects on methane uptake in a drained marsh soil in Northeast China. Glob Change Biol, 10: 1801–1809

Duarte C M, Middelburg J J, Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2: 1–8

Gao G F, Li P F, Shen Z J, Qin Y Y, Zhang X M, Ghoto K, Zhu X Y, Zheng H L. 2018. Exotic *Spartina alterniflora* invasion increases CH_4 while reduces CO_2 emissions from mangrove wetland soils in southeastern China. Sci Rep, 8: 9243

Han G X, Qing X H, Luo Y Q, Rafique R, Yu J, Mikle N. 2014. Vegetation types alter soil respiration and its temperature sensitivity at the field scale in an estuary wetland. PLoS ONE, 9: e91182

Hirota M, Senga Y, Seike Y, Nohara S, Kunii H. 2007. Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan. Chemosphere, 68: 597–603

IPCC. Climate Change. 2021. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group Ⅰ to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press

Jeffrey L C, Reithmaier G, Sippo J Z, Johnston S G, Tait D R, Harada Y, Maher D T. 2019. Are methane emissions from mangrove stems a cryptic carbon loss pathway? Insights from a catastrophic forest mortality. New Phytol, 224: 146–154

Jin H, Wu J, Cheng G D, Nakano T, Sun G. 1999. Methane emissions from wetlands on the Qinghai-Tibet Plateau. Chin Sci Bull, 44: 2282–2286

Li H Y, Mao D H, Wang Z M, Huang X, Li L, Jia M. 2022. Invasion of *Spartina alterniflora* in the coastal zone of mainland of China: Control achievements from 2015 to 2020 towards the Sustainable Development Goals. J Environ Manage, 323: 116242

Li Y J, Wang D Q, Chen Z L, Jin H Y, Hu H, Chen J F, Yang Z. 2018. Role of Scirpusmariqueter on methane emission from an intertidal saltmarsh of Yangtze Estuary. Sustainability, 10: 1139

Lindborg R, Ermold M, Kuglerová L, Jansson R, Larson K W, Milbau A, Cousins S A O. 2021. How does a wetland plant respond to increasing temperature along a latitudinal gradient? Ecol Evol, 11: 16228–16238

Liu M Y, Mao D H, Wang Z M, Li L, Man W D, Jia M M, Ren C Y, Zhang Y Z. 2018. Rapid invasion of *Spartina alterniflora* in the coastal zone of mainland of China: New observations from landsat OLI images. Remote Sens, 10: 1933

Locatelli R, Bousquet P, Chevallier F, Fortems-Cheney A, Szopa S, Saunois M, Agusti-Panareda A, Bergmann D, Bian H, Cameron-Smith P, Chipperfield M P, Gloor E, Houweling S, Kawa S R, Krol M, Patra P K, Prinn R G, Rigby M, Saito R, Wilson C. 2013. Impact of transport model errors on the global and regional methane emissions estimated by inverse modelling. Atmos Chem Phys, 13: 9917–9937

Macreadie P I, Costa M D P, Atwood T B, Friess D A, Kelleway J J, Kennedy H, Lovelock C E, Serrano O, Duarte C M. 2021. Blue carbon as a natural climate solution. Nat Rev Earth Environ, 2: 826–839

Magenheimer J F, Moore T R, Chmura G L, Daoust R J. 1996. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. Estuaries, 19: 139–145

Mao D, Wang Z, Du B, Li L, Tian Y, Jia M, Zeng Y, Song K, Jiang M, Wang Y. 2020. National wetland mapping in China: A new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images. ISPRS J Photogramm Remote Sens, 164: 11–25

Nelson D W, Sommers L E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks D L, Page A L, Helmke P A, et al., eds. Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods Soil Science Society of America. 961–1010

Neubauer S C, Megonigal J P. 2015. Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems. Ecosystems, 18: 1000–1013

Neubauer S C, Megonigal J P. 2019. Correction to: Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems. Ecosystems, 22: 1931–1932

Oberski D. 2014. lavaan. survey: An R package for complex survey analysis of structural equation models. J Stat Soft, 57: 1–27

Olefeldt D, Euskirchen E S, Harden J, Kane E, McGuire A D, Waldrop

M P, Turetsky M R. 2017. A decade of boreal rich fen greenhouse gas fluxes in response to natural and experimental water table variability. Glob Change Biol, 23: 2428–2440

Osland M J, Gabler C A, Grace J B, Day R H, McCoy M L, McLeod J L, From A S, Enwright N M, Feher L C, Stagg C L, Hartley S B. 2018. Climate and plant controls on soil organic matter in coastal wetlands. Glob Change Biol, 24: 5361–5379

Purdy K J, Nedwell D B, Embley T M. 2003. Analysis of the sulfate-reducing bacterial and methanogenic archaeal populations in contrasting Antarctic sediments. Appl Environ Microbiol, 69: 3181–3191

Rosentreter J A, Laruelle G G, Bange H W, Bianchi T S, Busecke J J M, Cai W J, Eyre B D, Forbrich I, Kwon E Y, Maavara T, Moosdorf N, Najjar R G, Sarma V V S S, Van Dam B, Regnier P. 2023. Coastal vegetation and estuaries are collectively a greenhouse gas sink. Nat Clim Chang, 13: 579–587

Tong C, Wang W Q, Zeng C S, Marrs R. 2010. Methane (CH_4) emission from a tidal marsh in the Min River estuary, southeast China. J Environ Sci Health Part A, 45: 506–516

Tong C, Wang W Q, Huang J F, Gauci V, Zhang L H, Zeng C S. 2012. Invasive alien plants increase CH_4 emissions from a subtropical tidal estuarine wetland. Biogeochemistry, 111: 677–693

Tong C, Huang J F, Hu Z Q, Jin Y F. 2013. Diurnal variations of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide vertical fluxes in a subtropical estuarine marsh on neap and spring tide days. Estuaries Coasts, 36: 633–642

Turetsky M R, Kotowska A, Bubier J, Dise N B, Crill P, Hornibrook E R C, Minkkinen K, Moore T R, Myers-Smith I H, Nykänen H, Olefeldt D, Rinne J, Saarnio S, Shurpali N, Tuittila E S, Waddington J M, White J R, Wickland K P, Wilmking M. 2014. A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. Glob Change Biol, 20: 2183–2197

Wang D X, Lu X G, Ding W X, Cai Z C, Gao J F, Yang F M. 2002. Methane emission from marshes in Zoige Plateau. Adv Earth Sci, 17: 877–880

Wang F F, Chen N W, Yan J, Lin J, Guo W, Cheng P, Liu Q, Huang B, Tian Y. 2019. Major processes shaping mangroves as inorganic nitrogen sources or sinks: Insights from a multidisciplinary study. J Geophys Res Biogeosci, 124: 1194–1208

Wang F M, Sanders C J, Santos I R, Tang J W, Schuerch M, Kirwan M L, Kopp R E, Zhu K, Li X Z, Yuan J C, Liu W Z, Li Z A. 2021. Global blue carbon accumulation in tidal wetlands increases with climate change. Natl Sci Rev, 8: nwaa296

Wang F M, Liu J H, Qin G M, Zhang J F, Zhou J G, Wu J T, Zhang L L, Thapa P, Sanders C J S I R, Li X Z, Lin G H, Weng Q H, Tang J W, Jiao N Z, Ren H. 2023. Coastal blue carbon in China as a nature-based solution toward carbon neutrality. Innovation, 4: 100481

Wang H, Liao G, D'Souza M, Yu X, Yang J, Yang X, Zheng T. 2016. Temporal and spatial variations of greenhouse gas fluxes from a tidal mangrove wetland in Southeast China. Environ Sci Pollut Res, 23: 1873–1885

Wang J L, Yu G R, Han L, Yao Y, Sun M Y, Yan Z F. 2024. Ecosystem carbon exchange across China's coastal wetlands: Spatial patterns, mechanisms, and magnitudes. Agric For Meteor, 345: 109859

Yan X Y, Akiyama H, Yagi K, Akimoto H. 2009. Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. Glob Biogeochem Cycle, 23: 2008GB003299

Yvon-Durocher G, Allen A P, Bastviken D, Conrad R, Gudasz C, St-Pierre A, Thanh-Duc N, Del Giorgio P A. 2014. Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales. Nature, 507: 488–491

Zhang B W, Tian H Q, Ren W, Tao B, Lu C Q, Yang J, Banger K, Pan S F. 2016. Methane emissions from global rice fields: Magnitude, spatiotemporal patterns, and environmental controls. Glob Biogeochem Cycle, 30: 1246–1263

Zhang C W, Zhang Y X, Luo M, Tan J, Chen X, Tan F F, Huang J F. 2022. Massive methane emission from tree stems and pneumatophores in a subtropical mangrove wetland. Plant Soil, 473: 489–505

(责任编委: 丁金枝)