北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

中国湿地甲烷排放对二氧化碳吸收的抵消效应及机制

马婷 马磊

Offset effect and mechanism of methane emissions to carbon dioxide uptake in China's wetlands

Ma Ting, Ma Lei

引用本文:
马婷, 马磊. 中国湿地甲烷排放对二氧化碳吸收的抵消效应及机制[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(10):157–172. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250504
Ma Ting, Ma Lei. Offset effect and mechanism of methane emissions to carbon dioxide uptake in China's wetlands[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(10):157–172. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250504

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250504

您可能感兴趣的其他文章
Articles you may be interested in

不同水分条件下氨基酸添加对温带暗棕壤碳氮含量和甲烷排放的影响
Effects of amino acid addition on carbon and nitrogen content and CH_4 emission in temperate dark brown soil under different water conditions
北京林业大学学报, 2024, 46(5): 103–113. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230290

TSIT–PatchTST模型：一种净生态系统交换量（NEE）缺失值插补方法
TSIT–PatchTST model: a missing value interpolation method for net ecosystem exchange (NEE)
北京林业大学学报, 2025, 47(2): 105–118. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240187

黄河三角洲滨海湿地不同生境对大气颗粒物沉降的调控作用
Effects of different habitats in the Yellow River Delta coastal wetlands on atmospheric particulate matter deposition
北京林业大学学报, 2026, 48(8): 177–190. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20260050

蚂蚁筑巢对纳帕海湿地面山森林土壤CO_2排放的影响
Effects of ant nesting on soil CO_2 emissions in the montane slope forests bordering Napahai Wetland, Yunnan Province of southwestern China
北京林业大学学报, 2026, 48(8): 80–95. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20260170

长白山园池湖岸湿地生态系统碳氮储量沿环境梯度空间分异规律
Spatial differentiation law of carbon and nitrogen storage along the environmental gradient of Yuanchi lakeshore wetland ecosystems in Changbai Mountain of northeastern China
北京林业大学学报, 2024, 46(8): 34–46. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230185

新能源基础设施驱动的互花米草治理与盐沼湿地协同修复效应：以江苏光氢储一体化工程为例
Synergistic effects of renewable energy infrastructure–driven *Spartina alterniflora* control and salt marsh wetland restoration: a case study of an integrated photovoltaic–hydrogen–energy storage project in Jiangsu, eastern China
北京林业大学学报, 2026, 48(8): 191–207. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250502

DOI:10.12171/j.1000−1522.20250504

中国湿地甲烷排放对二氧化碳吸收的抵消效应及机制

马 婷[1] 马 磊[2]
（1. 中共甘肃省委党校（甘肃行政学院），甘肃 兰州 730071；2. 兰州大学大气科学学院，甘肃 兰州 730000）

摘要:【目的】准确量化并提升湿地对大气二氧化碳（CO_2）的吸收能力是应对全球气候变暖的重要举措之一。然而，湿地吸收 CO_2 的同时也会排放另外一种全球增温潜势更大的温室气体甲烷（CH_4）。系统厘清不同时间尺度、不同湿地类型 CH_4 年排放量对 CO_2 年吸收量的抵消效应，有助于避免对湿地碳汇功能的“单一碳汇”误判，从而科学认知其综合气候效应。**【方法】**本研究利用整合分析方法，系统收集并整理了我国内陆湿地和滨海湿地共计 141 个站点全年监测的生态系统净 CO_2 交换量（NEE）数据，以及 41 个站点全年 CH_4 排放量数据，采用 Bootstrap 重采样法计算不同环境条件（如湿地类型、地理位置）下年平均 NEE 和 CH_4 通量、NEE 与 CH_4 净辐射平衡以及 CH_4 排放对 NEE 的抵消效应。**【结果】**研究结果表明：（1）湿地类型上，所有湿地均表现为大气 CO_2 的汇（负通量代表汇，负值越小表示汇越强），年 NEE 值排序为滨海红树林湿地（–29 672（–32 228 ~ –27 391）kg/hm^2）< 滨海草本湿地（–12 029（–15 078 ~ –9 173）kg/hm^2）< 内陆草本湿地（–8 819（–10 786 ~ –6 941）kg/hm^2）< 富营养泥炭地（–5 006（–6 520 ~ –3 480）kg/hm^2）< 贫营养泥炭地（–4 745（–7 136 ~ –2 452）kg/hm^2）；所有湿地均表现为大气 CH_4 的源，年 CH_4 排放量则表现为富营养泥炭地（437（385 ~ 483）kg/hm^2）、内陆草本湿地（319（228 ~ 404）kg/hm^2）显著高于滨海草本湿地（120（75 ~ 165）kg/hm^2）、贫营养泥炭地（91（74 ~ 113）kg/hm^2）及滨海红树林湿地（87（53 ~ 126）kg/hm^2）（数值表示为平均值及其 95% 置信区间，下同）。（2）地理位置上，滨海湿地的年 NEE（–19 719（–22 420 ~ –16 940）kg/hm^2）显著低于内陆湿地（–6 215（–7 384 ~ –5 052）kg/hm^2）；而滨海湿地的年 CH_4 排放量（96（63 ~ 130）kg/hm^2）约为内陆湿地（282（222 ~ 345）kg/hm^2）的三分之一。（3）气候带上，亚热带湿地的年 NEE（–24 992（–27 590 ~ –22 428）kg/hm^2）显著低于温带湿地（–6 237（–7 372 ~ –5 147）kg/hm^2），而温带湿地的年 CH_4 排放量（390（323 ~ 449）kg/hm^2）显著高于亚热带湿地（109（86 ~ 133）kg/hm^2）。（4）植被功能群上，以森林植物（–29 672（–32 198 ~ –27 434）kg/hm^2）或禾本科植物（–11 646（–14 052 ~ –9 396）kg/hm^2）为主的湿地，其年 NEE 显著低于以藓类（–7 036（–10 564 ~ –3 350）kg/hm^2）或莎草科植物（–4 954（–6 103 ~ –3 800）kg/hm^2）为主的湿地，但年 CH_4 排放量则是莎草科植物（410（337 ~ 471）kg/hm^2）为主的湿地最高，其次是以禾本科植物（259（175 ~ 347）kg/hm^2）为主的湿地，而以藓类（90（72 ~ 115）kg/hm^2）和森林植物（87（53 ~ 127）kg/hm^2）为主的湿地最低。此外，本研究也表明中国自然湿地中年 CO_2 吸收量和 CH_4 排放量随纬度递增、经度呈抛物线变化趋势。环境因子对年 CO_2 吸收量和 CH_4 排放量影响存在差异，年 CO_2 吸收量随年平均气温（MAT）、降水量（MAP）等 7 项指标增加均线性增加，而年 CH_4 排放量随 MAT、MAP、盐度线性降低，随地下水位深度呈抛物线变化且水位在地表以下 20 cm 至接近地表的 0 cm 范围内达排放峰值，随土壤有机碳含量（SOC）的增加而呈对数递增趋势。在 20 ~ 500 年不同时间尺度上，年 CO_2 吸收量和 CH_4 排放量的净辐射平衡均随经度先降后升高且均随 MAT、MAP、土壤温度、地下水位深度增加而线性降低，增温效应随之减弱。**【结论】**就净辐射平衡时间动态变化而言，在 20 ~ 100 年尺度上，CH_4 排放可完全抵消内陆湿地、部分抵消滨海湿地的 CO_2 吸收；而在 500 年尺度上，CH_4 排放仅能部分抵消内陆湿地的 CO_2 吸收，对滨海湿地 CO_2 吸收的抵消作用则微乎其微。因此，从长期视角来看，我国内陆湿地和滨海湿地均是持续性的含碳温室气体的净汇，且单位面积尺度上滨海湿地在应对气候变化方面的效果优于内陆湿地。

关键词：滨海湿地；内陆湿地；甲烷；生态系统净 CO_2 交换量；抵消效应

中图分类号：P941.7；Q148 **文献标志码：**A **文章编号：**1000−1522(2026)10−0157−16

引文格式：马婷，马磊. 中国湿地甲烷排放对二氧化碳吸收的抵消效应及机制［J］. 北京林业大学学报，2026，48(10)：157−172. Ma Ting, Ma Lei. Offset effect and mechanism of methane emissions to carbon dioxide uptake in China’s wetlands[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(10): 157−172.

收稿日期：2025−12−16 **修回日期：**2026−04−10

基金项目：甘肃省基础研究计划−软科学专项项目（26JRZA155），甘肃省重点人才项目（2026RCXM008），国家自然科学基金项目（32471767、32241035）。

第一作者：马婷，副教授。主要研究方向：自然地理学、生态经济学。Email：15294247875@163.com 地址：730071 甘肃省兰州市安宁区北滨河路 456 号中共甘肃省委（甘肃行政学院）。

责任作者：马磊，博士生导师，研究员。主要研究方向：陆气温室气体交换及其气候环境效应。Email：malei@lzu.edu.cn 地址：730000 甘肃省兰州市城关区天水南路 222 号兰州大学。

本刊网址：https://j.bjfu.edu.cn；https://journal.bjfu.edu.cn

Offset effect and mechanism of methane emissions to carbon dioxide uptake in China's wetlands

Ma Ting[1] Ma Lei[2]

(1. Gansu Provincial Party School of the Communist Party of China (Gansu Administrative College), Lanzhou 730071, Gansu, China;

2. College of Atmospheric Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China)

Abstract: [**Objective**] Maximizing carbon dioxide (CO_2) uptake in wetlands is part of the global effort to combat climate warming. Yet, the simultaneously emitted potent greenhouse gas methane (CH_4) from wetlands may counterbalance their CO_2 uptake potentially. Studying the offset effect of annual CH_4 emissions to annual CO_2 uptake across different time scales and across different types of wetlands can avoid the misjudgment of "single carbon sink", is conducive to fully understanding the carbon sink function of wetlands. [**Method**] In this study, using the meta-analysis method, 141 years of data on net ecosystem CO_2 exchange (NEE) and 41 years of data on CH_4 fluxes were collated from different types of natural wetlands in China, including inland peatlands, marshes, coastal marshes, and mangroves. The Bootstrap resampling method was used to estimate annual mean NEE and CH_4 fluxes, the net radiative balance between NEE and CH_4, and the offsetting effect of CH_4 emissions to NEE across various environmental conditions (e.g., wetland types and geographic locations). [**Result**] We find that, in terms of wetland types, all wetlands function as net sinks for atmospheric CO_2 (negative flux represents sink and a smaller negative value indicates a stronger sink), and annual NEE increased following the order of coastal mangroves (–29 672 (–32 228 ~ –27 391) kg/ha), coastal marshes (–12 029 (–15 078 ~ –9 173) kg/ha), inland marshes (–8 819 (–10 786 ~ –6 941) kg/ha), fens (–5 006 (–6 520 ~ –3 480) kg/ha), and peatland bogs (–4 745 (–7 136 ~ –2 452) kg/ha), while all wetlands function as net sources for atmospheric CH_4, and annual CH_4 emission rates were significant greater from peatland fens (437 (385 ~ 483) kg/ha) and inland marshes (319 (228 ~ 404) kg/ha) than those from coastal marshes (120 (75 ~ 165) kg/ha), peatland bogs (91 (74 ~ 113) kg/ha) and coastal mangroves (87 (53 ~ 126) kg/ha) (data is indicated as mean with 95% confidence interval, the same below). For the wetland location, annual NEE of coastal wetlands (–19 719 (–22 420 ~ –16 940) kg/ha) is significantly lower than inland wetlands (–6 215 (–7 384 ~ –5 052) kg/ha) while annual CH_4 emission rate from coastal wetlands (96 (63 ~ 130) kg/ha) is approximately one-third of inland wetlands (282 (222 ~ 345) kg/ha). With regard to the climate zone, subtropical wetlands (–24 992 (–27 590 ~ –22 428) kg/ha) showed significantly lower annual NEE than temperate wetlands (–6 237 (–7 372 ~ –5 147) kg/ha), while annual CH_4 emissions are significant greater for temperate wetlands (390 (323 ~ 449) kg/ha) than subtropical wetlands (109 (86 ~ 133) kg/ha). Considering the plant functional group, wetlands dominated by the forest (–29 672 (–32 198 ~ –27 434) kg/ha) or graminoid species (–11 646 (–14 052 ~ –9 396) kg/ha) showed significantly lower annual NEE than wetlands dominated by moss (–7 036 (–10 564 ~ –3 350) kg/ha) or sedge species (–4 954 (–6 103 ~ –3 800) kg/ha), while annual CH_4 emissions is greatest in wetlands dominated by sedge species (410 (337 ~ 471) kg/ha), followed by graminoid species (259 (175 ~ 347) kg/ha) and lowest in wetlands dominated by moss (90 (72 ~ 115) kg/ha) and forest species (87 (53 ~ 127) kg/ha). Moreover, annual CO_2 uptake rates were significantly decreased and CH_4 emission rates were significantly increased with the increasing latitudes from 20°N to 55°N while exhibited parabolic trend with longitudes across natural wetlands in China. There exist distinct differences in the impacts of environmental factors on annual CO_2 uptake rates and CH_4 emission rates. Annual CO_2 uptake rates exhibit a linear increase with the increase of seven indicators, including mean annual temperature (MAT) and mean annual precipitation (MAP). In contrast, annual CH_4 emissions decrease linearly with MAT, MAP, and salinity; display a parabolic variation with water table depth (WTD), peaking within the range of 20 cm below the soil surface to 0 cm of soil surface; and show a logarithmic increasing trend with the increase of soil organic carbon

(SOC) content. Across time scales spanning from 20 to 500 years, the net radiation balance of CO_2 uptake rates and CH_4 emission rates first decreases and then increases with longitude, while both linearly decline with the increase of MAT, MAP, soil temperature (T_s), and WTD, accompanied by a corresponding weakening of the warming effect. [**Conclusion**] In conclusion, from the perspective of temporal variations of net radiative forcing, the positive radiative forcing of annual CH_4 emissions can completely and partially offset the negative radiative forcing of annual CO_2 uptake from inland and coastal wetlands, respectively, over 20- to 100-yr timeframes, while partially and marginally offset CO_2 uptake from inland and coastal wetlands, respectively, over 500-yr timeframe. Therefore, inland and coastal wetlands function as persistently C-based net greenhouse gas sinks from the long-term perspective and the latter is more effective natural climate solutions than the former on a per-unit-area basis.

Key words: coastal wetland; inland wetland; methane; net ecosystem exchange of CO_2; offset

增强自然生态系统对大气中二氧化碳(CO_2)的吸收能力，同时减少其甲烷(CH_4)排放，是缓解全球变暖的重要气候策略[1]。湿地生态系统是地球上最具价值的生态系统之一，在保护生物多样性、净化水质、降低洪水风险、固碳以及区域和全球尺度缓解气候变化等方面发挥着关键作用[2−3]。尽管湿地仅占陆地表面面积的 5% ~ 8%，但其土壤有机碳储量却约占全球土壤有机碳总量的三分之一[3]。一方面，湿地植被通过光合作用固定大气 CO_2，且淹水厌氧环境能有效抑制死亡有机质的分解，因此自然湿地长期以来表现为 CO_2 的净汇[4−5]。另一方面，在淹水厌氧条件下，湿地也是大气 CH_4 的主要排放源[6−7]。因此，自然湿地排放的 CH_4 会抵消其吸收的 CO_2[8−9]。

CH_4 是仅次于 CO_2 的第二大温室气体。自工业化革命以来，大气 CH_4 浓度已从 0.56 mg/m^3 升至 2023 年 9 月的 1.38 mg/m^3[10]。全球约 1.2 ℃ 的净增温中近三分之一归因于大气 CH_4 浓度的净增加[11]。在 20 ~ 100 年的时间尺度上，单位质量 CH_4 的持续通量全球增温潜势(sustained-flux global warming potential，SGWP)是 CO_2 的 45 ~ 96 倍，但 CH_4 在大气中的停留时间较短(寿命为(9.1 ± 0.9)年)[12]。因此，系统探究不同时间尺度上自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收(以生态系统净 CO_2 交换量(net ecosystem exchange of CO_2，NEE)表征)的抵消强度、空间格局及影响因素，有助于深刻理解湿地的碳汇功能。

中国湿地分布范围广泛，总面积约 451 084 ~ 534 200 km^2，约占全球湿地面积的 5% ~ 10%，其分布从东北兴安岭的寒冷干旱区到东部和南部温暖湿润的(亚)热带沿海地区，再延伸至西部的青藏高原[13−15]。中国境内不同环境条件下发育的各类自然湿地，为探究不同类型自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应的空间格局及关键驱动因素提供了理想平台。湿地类型(贫营养泥炭地、富营养泥炭地、内陆草本湿地、滨海草本湿地、滨海红树林湿地)、地理位置(内陆、滨海)、气候带(温带、(亚)热带)或植物功能群(苔藓、莎草、禾本科、森林植物)的差异，可能会影响 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应大小。例如，已有研究[16]表明，温带地区湿地的 CO_2 吸收率显著高于北极地区湿地；同时，温带湿地的 CH_4 排放量也显著高于北极地区湿地[7]。类似地，滨海湿地的 CO_2 吸收率显著高于内陆湿地[17−18]，而滨海湿地的 CH_4 排放量则显著低于内陆湿地[7]。然而，目前多数研究仅单独探究了湿地 CO_2 吸收或 CH_4 排放，对不同环境条件下自然湿地的 NEE 与 CH_4 通量的净辐射平衡(即 NEE + CH_4 的 CO_2 当量)以及 CH_4 排放对 CO_2 吸收(NEE)的抵消比例(CH_4 的 CO_2 当量/NEE)研究还不多。

本研究对我国不同类型自然湿地的年 NEE 和 CH_4 通量进行了大尺度的综合分析，这些湿地的年平均气温(mean annual air temperature，MAT)在 −4.2 ~ 25.3 ℃ 之间变化，年平均降水量(mean annual precipitation，MAP)在 120 ~ 2 509 mm 之间变化。共收集了来自 53 项研究的 141 个站点年 NEE 观测数据，以及来自 23 项研究的 41 个站点年 CH_4 通量观测数据。研究旨在揭示我国自然湿地年 NEE 和 CH_4 通量及其净辐射平衡的方向、大小、空间格局和影响因素，以及 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应。我们提出以下科学假设：内陆湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应大于滨海湿地，这是因为内陆湿地较低的 MAT 和 MAP 导致其 CO_2 吸收率更低，而内陆湿地较高的土壤有机碳含量和较低盐度导致其 CH_4 排放量更高。

1　材料与方法

1.1　系统综述

本研究通过 Web of Science、Google Scholar 和中国知网(CNKI)，对 1990—2024 年 5 月期间的相关文献进行了系统检索，检索英文关键词组合如

下：(China* wetland* OR peatland* OR fen* OR bog* OR swamp* OR marsh* OR mangrove* OR floodplain* OR seagrass*)与(NEE OR net ecosystem exchange of carbon dioxide OR net ecosystem exchange of CO_2 OR carbon uptake OR methane OR CH_4)；检索中文关键词组合如下：(中国湿地/泥炭地/沼泽/盐沼/红树林/海草床/滩涂/河漫滩)与(二氧化碳净交换/二氧化碳吸收/甲烷)。通过上述检索，初步筛选出 326 项已发表研究。为全面掌握中国自然湿地年 NEE 和 CH_4 通量的方向、大小、空间格局及其影响因素，进一步制定了以下筛选标准。

(1)仅纳入通过涡度相关法(eddy covariance，EC)测得的年 NEE 或 CH_4 排放速率(单位：kg/(hm^2·a))数据。排除箱法测得的通量数据，因为与 EC 法相比，箱法的观测分辨率较低，可能导致年 NEE 和 CH_4 通量的量化偏差，进而影响抵消效应的计算结果。

(2)仅纳入自然湿地的 NEE 和 CH_4 通量数据。由于受干扰湿地(如排水湿地、养殖塘)和恢复湿地的全年 NEE 和 CH_4 通量观测数据较为稀缺，本研究只聚焦于有植被覆盖的自然湿地。湖泊虽然是一类重要的湿地，但内陆湖泊普遍受到周边人类活动的剧烈干扰(如水体富营养化)、高水位(水位常年高于地表达 10～20 m)、下垫面巨大空间异质性(开阔水域与沉水植物区离散分布)等特征[19–22]，明显有别于自然湿地生态系统的低或无人类干扰、低水位(地表以下或在地表附近波动)、相对均一的植被组成等特征，因而本研究未包含对湖泊湿地 NEE 和 CH_4 通量的分析。

(3)仅纳入垂直方向的碳通量(即 NEE 和 CH_4)数据。水平方向的通量(如溶解性有机碳和无机碳)数据观测不足而未考虑。

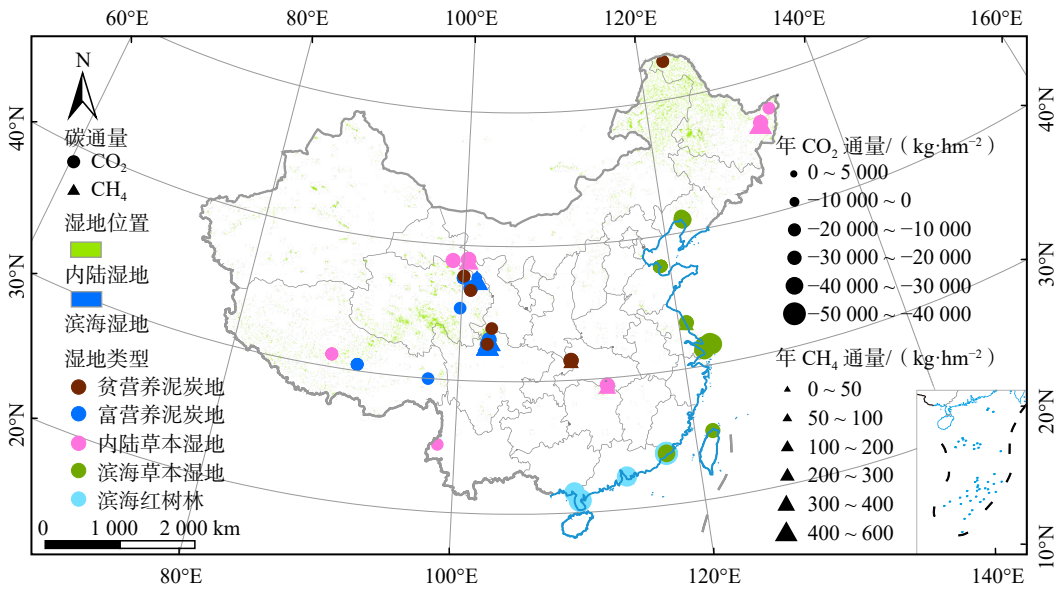
最终，从 76 项研究(附录 1)中提取了中国自然湿地的 141 个年 NEE 观测数据和 41 个年 CH_4 通量观测数据。其中，仅有 11 项研究报道了 23 个同时观测的全年 NEE 和 CH_4 通量的数据。这也暗示未来需进一步加强对我国湿地全年 NEE 和 CH_4 通量的同时观测。

1.2 数据整理

为系统评估中国自然湿地 NEE 和 CH_4 排放的方向、大小、空间格局、净辐射平衡，以及 CH_4 排放对 NEE 的抵消效应及其环境影响因素，本研究同时整合了上述 76 项研究中可获取的相关环境变量数据，包括纬度、经度、海拔高度、年平均气温(MAT)、年平均降水量(MAP)、年平均地下水位深度(water table depth，WTD)、年总光合有效辐射通量密度(photosynthetic photon flux density，PPFD)、年平均水汽压亏缺(vapor pressure deficit，VPD)、年平均蒸散量(evapotranspiration，ET)、年平均光合有效辐射(photosynthetically active radiation，PAR)、生长季长度(growing season length，GSL)、土壤有机碳(soil organic carbon，SOC)、土壤总氮(soil total nitrogen，STN)、土壤碳氮比(soil C-to-N ratio，C/N)、土壤磷含量(soil phosphorus，SP)、土壤 pH 值、土壤容重(soil bulk density，BD)、土壤温度(soil temperature，T_s)、土壤含水量(soil water content，SWC)、土壤盐度和最大叶面积指数(maximum Leaf area index，LAI)。土壤参数均取自 0～10 cm 土层。此外，还记录了湿地类型、地理位置、气候带、植物功能群和观测年份等重要信息。由于大部分研究是单独测定 NEE 和 CH_4 通量的，因此对应的环境因子指标以及其样本量存在差异。年总 NEE 和 CH_4 通量数据均从上述 76 项研究中提取，数据来源包括文献中的表格、正文，或通过 Getdata Graph Digitizer 软件(2.26 版)从图中提取。最终数据库包含来自 53 项研究的 141 个年 NEE 数据，以及来自 23 项研究的 41 个年 CH_4 排放数据。其中只有 25 个年 NEE 和 1 个年 CH_4 通量数据测定于 2010 年之前，其余均为 2010 年后监测所得。总体而言，这些观测数据覆盖了中国大部分有植被覆盖的湿地区域，主要来源于中国西部青藏高原、东北三江平原和中部大九湖内陆湿地以及中国东部和南部沿海地区的滨海湿地。

本研究中，湿地生态系统类型按照所处位置划分为滨海湿地和内陆湿地，其中滨海湿地包括滨海草本湿地和滨海红树林，内陆湿地考虑到其复杂性，划分为内陆贫营养泥炭地(其营养物质供给只来源于大气降水)、富营养泥炭地(营养物质来源于周围的矿物分解输入以及大气降水)和内陆草本湿地(非泥炭草本湿地，有机质含量低于 30%，泥炭层厚度小于 40 cm)(图 1)[17, 23]。本研究按“生境海陆水文属性→湿地基质营养梯度→优势建群植被类型”三级体系，将湿地划分为 5 类，以生境、基质、植被为核心依据，先分内陆/滨海，内陆再根据泥炭地营养梯度分为贫营养泥炭地、富营养泥炭地与草本湿地，滨海区根据植被类型分为滨海草本湿地与红树林湿地。分类的生态学意义围绕碳循环研究核心，契合基质–植被耦合的生态整体性，构建多重生态梯度提升研究科学性与可比性，衔接主流湿地分类规范，同时服务湿地保护管理实践，且控制分类维度与数量，保证研究聚焦碳通量分异的核心目标[18]。

本研究根据湿地植物功能群划分为森林植物、禾本科植物、藓类、莎草科植物 4 类植物功能群，核心依据为主导植被生活型 + 科属分类特征 + 湿地碳



a 中国自然湿地年 CO_2 和 CH_4 通量的观测站点分布及通量大小



b 中国不同类型湿地的景观

图 1　中国自然湿地年生态系统净 CO_2 交换量（NEE）和甲烷（CH_4）通量的分布

Fig. 1　Distribution of annual net ecosystem exchange of carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) across natural wetlands in China

循环关联生态功能划分，兼顾分类的生态辨识度与研究针对性：以植被系统发育的科属类群为基础，结合生活型（木本 / 草本 / 藓类）核心形态差异，同时紧扣湿地碳循环研究需求，依据各类群在光合固碳、凋落物分解、碳库积累等碳循环关键过程中的功能分异界定，划分标准与湿地碳通量研究核心目标高度契合，也符合湿地生态研究中植物功能群的主流划分规范[24−25]。

1.3　NEE 与 CH_4 净辐射平衡的量化

不同自然湿地年 NEE 和 CH_4 通量的净辐射平衡以 CO_2 当量表示，其中 CH_4 在 20 年、100 年和 500 年时间尺度上的持续通量全球增温潜势（SGWP）分别取 96、45 和 14。选择 SGWP 的原因是，自然湿地会持续向大气排放 CH_4，而基于单次脉冲排放的全球增温潜势（global warming potential，GWP）无法反映这一过程[26]。目前，SGWP 已被用作量化部分湿地净辐射平衡的替代指标。本研究中，净 CO_2 当量通量计算公式为：NEE + CH_4 排放的 CO_2 当量。86% 的研究仅单独观测了年 NEE 或年 CH_4 通量，仅有 11 项研究同时观测了 23 个配对的年 NEE 和 CH_4 通量。本研究采用 Bootstrap 法（迭代 10 000 次，详见数据分析部分）计算不同环境条件（如湿地类型、地理位置、气候带或植物功能群）下年 NEE 和 CH_4 通量的平均值及其 95% 置信区间（confidence interval，CI）[27]。在此基础上求和得到对应环境条件下 NEE 与 CH_4 通量的净辐射平衡。为验证基于全部（单独 + 同步）观测数据基础上下 Bootstrap 方法结果的可靠性，同样采用该方法对上述 23 个同步观测 NEE 和 CH_4 通量数据进行了不同环境条件的 Bootstrap 方法分析。NEE 与 CH_4 通量年净辐射平衡的 95% 置信区间采用高斯随机误差传播原理估算[27]。

1.4　CH_4 排放对 NEE 的抵消效应量化

CH_4 排放对 NEE 的抵消效应（即 CH_4 排放抵消了 NEE 多少气候效益，以百分比表示）计算公式如下：

$$O=M/N\times100\% \tag{1}$$

本研究中，抵消效应以百分比变化表示。O 代表抵消比例，M 代表湿地 CH_4 排放量转化为 CO_2 排放当量，N 代表 NEE。针对不同环境条件，分别采用该条件下所有（单独 + 同步）观测或仅同步观测 NEE 和 CH_4 通量数据，计算 20 年、100 年和 500 年时间尺度上的抵消效应。

1.5　数据分析

碳通量为正值表示湿地是大气 CO_2 或 CH_4 的源，负值表示湿地是大气 CO_2 或 CH_4 的汇。地下水

位深度(WTD)为正值表示水位高于湿地表面，负值表示水位低于湿地表面。频率分布分析表明，自然湿地的年 NEE 和 CH_4 通量分别呈左偏和右偏态分布(即非正态分布)。因此，采用非参数检验方法分析不同环境条件下湿地年 NEE 或 CH_4 通量的显著差异：对于两个分组变量(如内陆湿地与滨海湿地、温带湿地与亚热带湿地的年 NEE 或 CH_4 通量)，采用两独立样本 Mann-Whitney U 检验；对于 3 个及以上分组变量(如不同湿地类型或不同植物功能群湿地的年 NEE 或 CH_4 通量)，采用多独立样本 Kruskal-Wallis 检验及两两比较。采用线性或非线性回归分析，探究湿地年 NEE 或 CH_4 通量与地理变量(纬度、经度)、气象变量(MAT、MAP、VPD、ET、PAR)、物候变量(GSL)、水文变量(WTD、SWC)、土壤理化变量(T_s、BD、pH、SOC、TN、盐度)及生物变量(LAI)之间的关系。

为可靠估算不同环境条件(如湿地类型、地理位置)下年平均 NEE 和 CH_4 通量、NEE 与 CH_4 净辐射平衡以及 CH_4 排放对 NEE 的抵消效应的不确定性，采用 Bootstrap 重采样法计算不同环境条件下年 NEE 和 CH_4 通量的平均值，并采用“basic”类型计算其 95% 置信区间[27]。对于不同环境条件下所有(单独 + 同步)观测或仅同步观测的年 NEE 和 CH_4 通量数据，均采用相同的 Bootstrap 法进行分析。数据分析采用 R 软件中的 ggplot2 包。研究结果以平均值及 95% 置信区间表示，回归分析的显著性水平设定为 $p < 0.05$。

2 结果与分析

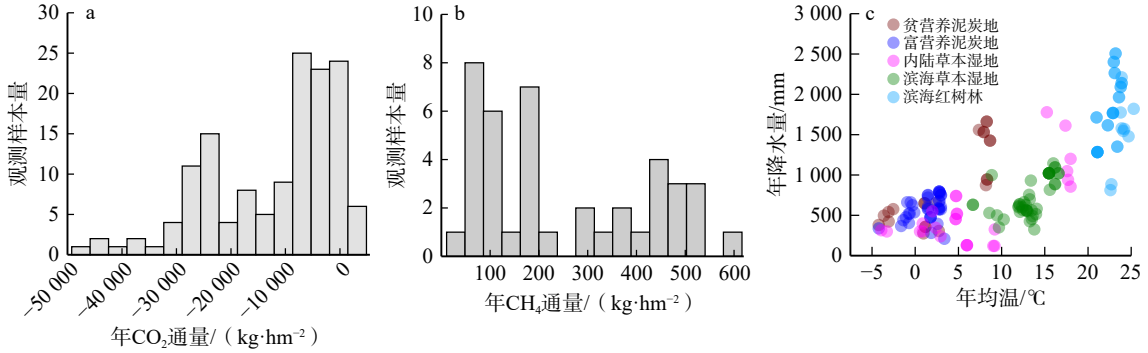
2.1 中国自然湿地的年 NEE、CH_4 通量及其净辐射平衡

2.1.1 年 NEE 的空间分布格局

总体而言，中国自然湿地的年 NEE 介于–47 520 ~ 3 160 kg/hm^2 之间，平均值为–13 685(–15 675 ~ –11 802)kg/hm^2(负值表示汇，正值表示源)(图 1)。中国自然湿地是大气 CO_2 的净汇，年 NEE 呈左偏分布(图 2)。不同湿地类型、地理位置、气候带和植物功能群间的年 NEE 存在显著差异(图 3a)。具体而言，年 NEE 值(负值越小，CO_2 吸收率越高)排序为滨海红树林湿地(–29 672(–32 228 ~ –27 391)kg/hm^2) < 滨海草本湿地(–12 029(–15 078 ~ –9 173)kg/hm^2) < 内陆草本湿地(–8 819(–10 786 ~ –6 941)kg/hm^2) < 富营养泥炭地(–5 006(–6 520 ~ –3 480)kg/hm^2) < 贫营养泥炭地(–4 745(–7 136 ~ –2 452)kg/hm^2)，其中滨海红树林湿地 CO_2 吸收率显著高于其他类型湿地($p < 0.05$)。从地理位置来看，滨海湿地的年 NEE(–19 719(–22 420 ~ –16 940)k/hm^2)显著低于内陆湿地(–6 215(–7 384 ~ –5 052)kg/hm^2)($p < 0.05$)，即滨海湿地的 CO_2 吸收率显著高于内陆湿地。从气候带来看，亚热带湿地的年 NEE(–24 992(–27 590 ~ –22 428)kg/hm^2)显著低于温带湿地(–6 237(–7 372 ~ –5 147)kg/hm^2)($p < 0.05$)，即亚热带湿地的 CO_2 吸收率显著高于温带湿地。从植物功能群来看，以森林植物(–29 672(–32 198 ~ –27 434)kg/hm^2)或禾本科植物(–11 646(–14 052 ~ –9 396)kg/hm^2)为主的湿地，其年 NEE 显著低于以藓类(–7 036(–10 564 ~ –3 350)kg/hm^2)或莎草科(–4 954(–6 103 ~ –3 800)kg/hm^2)为主的湿地($p < 0.05$)，即前者的 CO_2 吸收率显著高于后者。

2.1.2 年 CH_4 通量的分布格局

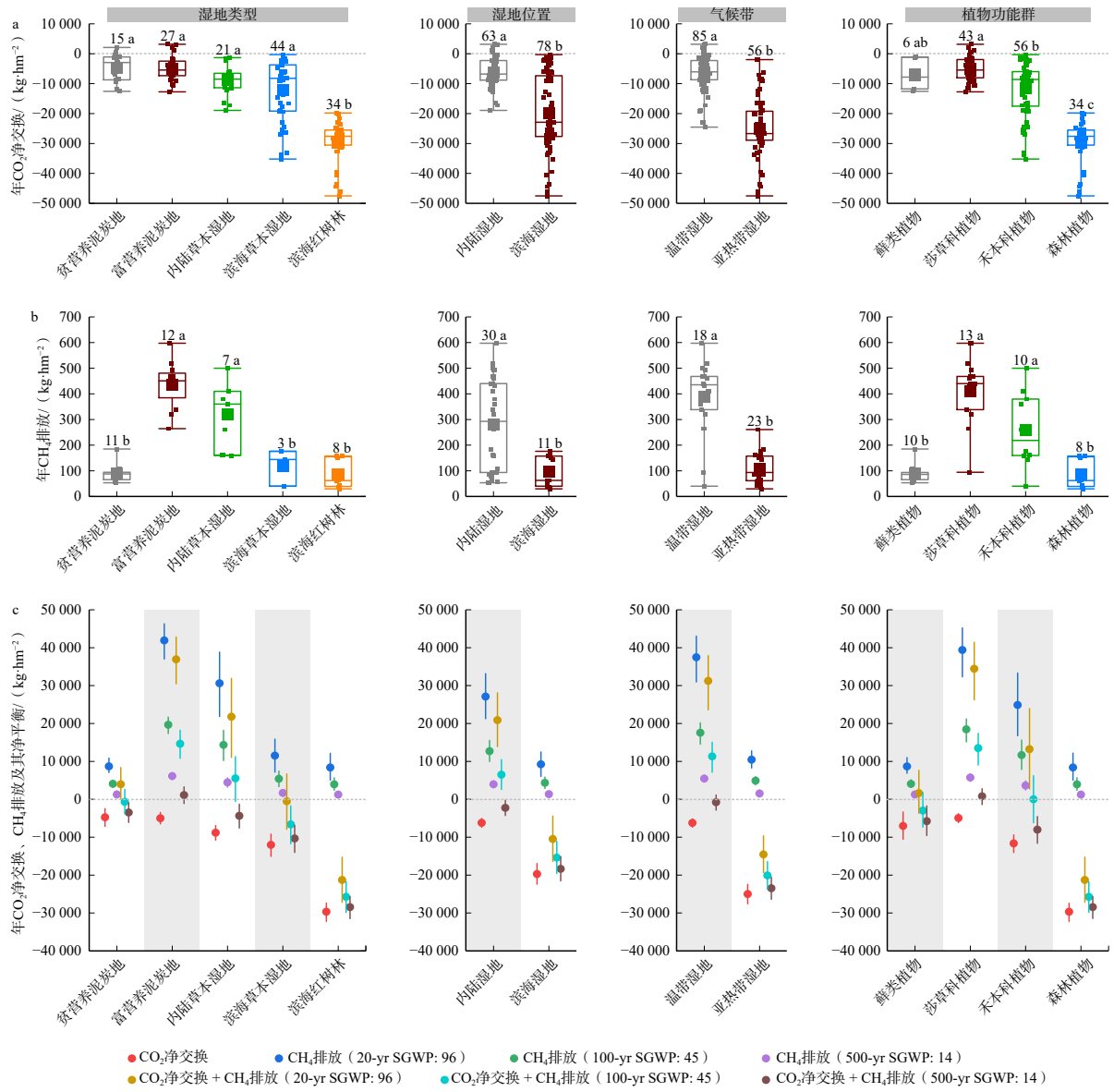
自然湿地是大气 CH_4 的净排放源(图 1)。中国自然湿地的年 CH_4 排放量介于 30 ~ 597 kg/hm^2 之间，平均值为 232(180 ~ 287)kg/hm^2(图 1)。不同自然湿地的年 CH_4 排放量呈非正态分布(右偏分布)(图 2)。类似地，湿地类型、地理位置、气候带和植物功能群也会显著影响年 CH_4 排放量(图 3b)。从湿地类型来看，富营养泥炭地(437(385 ~ 483)kg/hm^2)



通量正值表示湿地向大气排放 CO_2 或 CH_4，负值表示湿地从大气吸收CO_2或CH_4。

图 2 中国自然湿地年生态系统净 CO_2 交换量(NEE)和甲烷(CH_4)通量量级的频率分布

Fig. 2 Frequency distribution for the magnitude of annual net ecosystem exchange of carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) across natural wetlands in China



中国不同湿地类型、地理位置、气候带和植物功能群的年NEE（a）、年 CH_4 排放（b）、年均NEE与不同时间尺度上（20、100和500年）CH_4 排放量折算为 CO_2 当量以及 NEE 与 CH_4 排放的净辐射平衡的分布格局（c）。子图 a、b 中箱线图的粗线表示中位数，实心圆点表示平均值，箱体上下边缘分别表示 25%和 75%分位数，上下须分别表示 1%和 99%分位数；子图 c 中误差线表示 Bootstrap 法 1 万次重采样估算的平均值的 95%置信区间（具体分析方法详见材料与方法）。亚组上方的数据表示观测样本量。（a）（b）中相同小写字母表示亚组间年 NEE 或 CH_4 通量无显著差异。碳通量正值表示湿地向大气排放 CO_2 或 CH_4，负值表示湿地从大气吸收 CO_2 或 CH_4。

图 3　中国自然湿地年 NEE、CH_4 通量及其不同时间尺度净辐射平衡的分布格局

Fig. 3　Patterns of annual NEE and methane (CH_4) and their net radiative balances at different timeframes across natural wetlands in China

和内陆草本湿地(319(228～404)kg/hm^2)的年 CH_4 排放量显著高于滨海草本湿地(120(75～165)kg/hm^2)、贫营养泥炭地(91(74～113)kg/hm^2)和滨海红树林湿地(87(53～126)kg/hm^2)($p < 0.05$)(图 3b)。从地理位置看，内陆湿地和滨海湿地的年平均 CH_4 排放量分别为 282(222～345)kg/hm^2 和 96(63～130)kg/hm^2。从气候带来看，温带湿地的年 CH_4 排放量(390(323～449)kg/hm^2)显著高于亚热带湿地(109(86～133)kg/hm^2)($p < 0.05$)。从植物功能群来看，以莎草科为主的湿地年 CH_4 排放量最高(410(337～471)kg/hm^2)，其次是以禾本科植物为主的湿地(259(175～347)kg/hm^2)；以藓类(90(72～115)kg/hm^2)和森林植物(87(53～127)kg/hm^2)为主的湿地，其年 CH_4 排放量相近。

2.1.3　年 NEE 与 CH_4 通量净辐射平衡的分布格局

根据 CH_4 在短期(20 年)、中期(100 年)和长期(500 年)时间尺度上相对于 CO_2 的持续通量全球增温潜势(SGWP)，将湿地 CH_4 排放量转换为 CO_2 当量。无论湿地类型、地理位置、气候带或植物功能群如何，自然湿地均会吸收大气 CO_2 并排放 CH_4(图 3c)。总体而言，在 20～100 年时间尺度上，自然湿地 CH_4 排放引起的辐射强迫较强，尤其是以莎草

科或禾本科植物为主的温带内陆富营养泥炭地和内陆草本湿地(图 3c)；而在 500 年时间尺度上，内陆自然湿地 CH_4 排放引起的辐射强迫显著减弱，甚至可忽略不计(图 3c)。因此，在 20～100 年时间尺度上，中国内陆自然湿地是温室气体净排放源(即 NEE + CH_4 的 CO_2 当量为正值)；而在 500 年时间尺度上，内陆自然湿地则为弱排放源，甚至转变为温室气体汇(图 3c)。对于滨海湿地，即使在 20 年时间尺度上，CH_4 排放的 CO_2 当量也小于 NEE，且在 500 年时间尺度上差距进一步扩大。因此，滨海湿地(包括滨海草本湿地和红树林湿地)，尤其是滨海红树林湿地，始终是含碳温室气体的净汇，且随着时间推移，净碳汇的强度逐渐增加(图 3c)。以森林植物或禾本科植物为主的亚热带湿地也呈现出类似趋势(图 1、2、3)。在所有年 NEE 或 CH_4 通量观测数据中，182 个年度观测数据中仅有 23 个同时观测了 NEE 和 CH_4 通量，同步观测与所有观测的 NEE、CH_4 通量及其净辐射平衡的分布格局基本一致(图 3、附图 1)。

2.2 中国自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例

在 20 年时间尺度上，中国自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例按以下顺序递减：富营养泥炭地(838%(568% ～ 1 331%)) > 内陆草本湿地(347%(203%～559%)) > 贫营养泥炭地(183%(99%～442%)) > 滨海草本湿地(96%(48% ～ 173%)) > 滨海红树林湿地(28%(16% ～ 44%))(图 4、表 1)；而在 500 年时间尺度上，上述抵消比例分别降至 122%(83% ～ 194%)、51%(30%～82%)、27%(14%～65%)、14%(7%～25%) 和 4%(2%～6%)(图 4、表 1)。在 20–100 年时间尺度上，中国内陆自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例均超过 100%；而在 20～

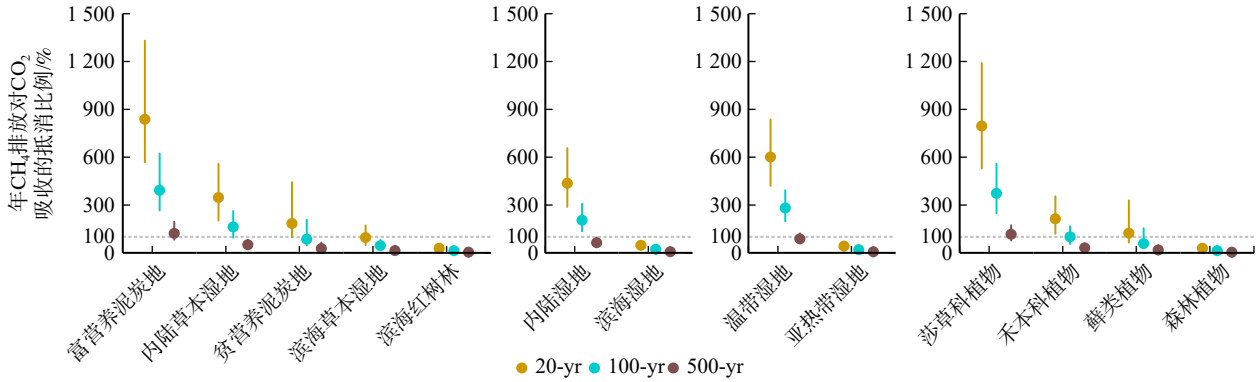


图 4 中国自然湿地甲烷(CH_4)排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例

Fig. 4 Offsets of methane (CH_4) emissions to net ecosystem carbon dioxide (CO_2) uptake across natural wetlands in China

表 1 中国自然湿地 CH_4 排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例

Tab. 1 Offsets of methane (CH_4) emissions to net ecosystem carbon dioxide (CO_2) uptake across natural wetlands in China

%

分类维度	具体类型	20-yr	100-yr	500-yr
湿地类型	富营养泥炭地	838(568～1 331)	393(266～624)	122(83～194)
	内陆草本湿地	347(203～559)	163(95～262)	51(30～82)
	贫营养泥炭地	183(99～442)	86(46～207)	27(14～65)
	滨海草本湿地	96(48～173)	45(22～81)	14(7～25)
	滨海红树林湿地	28(16～44)	13(7～21)	4(2～6)
地理位置	内陆湿地	436(288～656)	204(135～308)	64(42～96)
	滨海湿地	47(27～74)	22(13～35)	7(4～11)
气候带	温带湿地	601(420～837)	282(197～392)	88(61～122)
	亚热带湿地	42(30～57)	20(14～27)	6(4～8)
植物功能群	莎草科植物	795(530～1 190)	373(248～558)	116(77～174)
	禾本科植物	214(119～355)	100(56～166)	31(17～52)
	藓类植物	123(65～329)	58(30～154)	18(9～48)
	森林植物	28(16～44)	13(7～21)	4(2～6)

注：抵消比例基于CH_4在20年、100年和500年时间尺度上相对于CO_2的持续通量全球增温潜势(SGWP)计算。表中数值代表均值及其95%置信区间。

100 年乃至 500 年时间尺度上，滨海湿地的抵消比例均低于 100%（图 4、表 1）。类似地，在 20～100 年时间尺度上，温带自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例超过 100%；而在 20～100 年乃至 500 年时间尺度上，亚热带湿地的抵消比例均低于 100%（图 4、表 1）。以莎草科或禾本科植物为主的自然湿地，其 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例高于以藓类或森林植物为主的自然湿地（图 4、表 1）。对于中国自然湿地，采用同步观测数据与所有（同步＋单独）观测数据计算的 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例趋势一致（图 4、附图 2）。

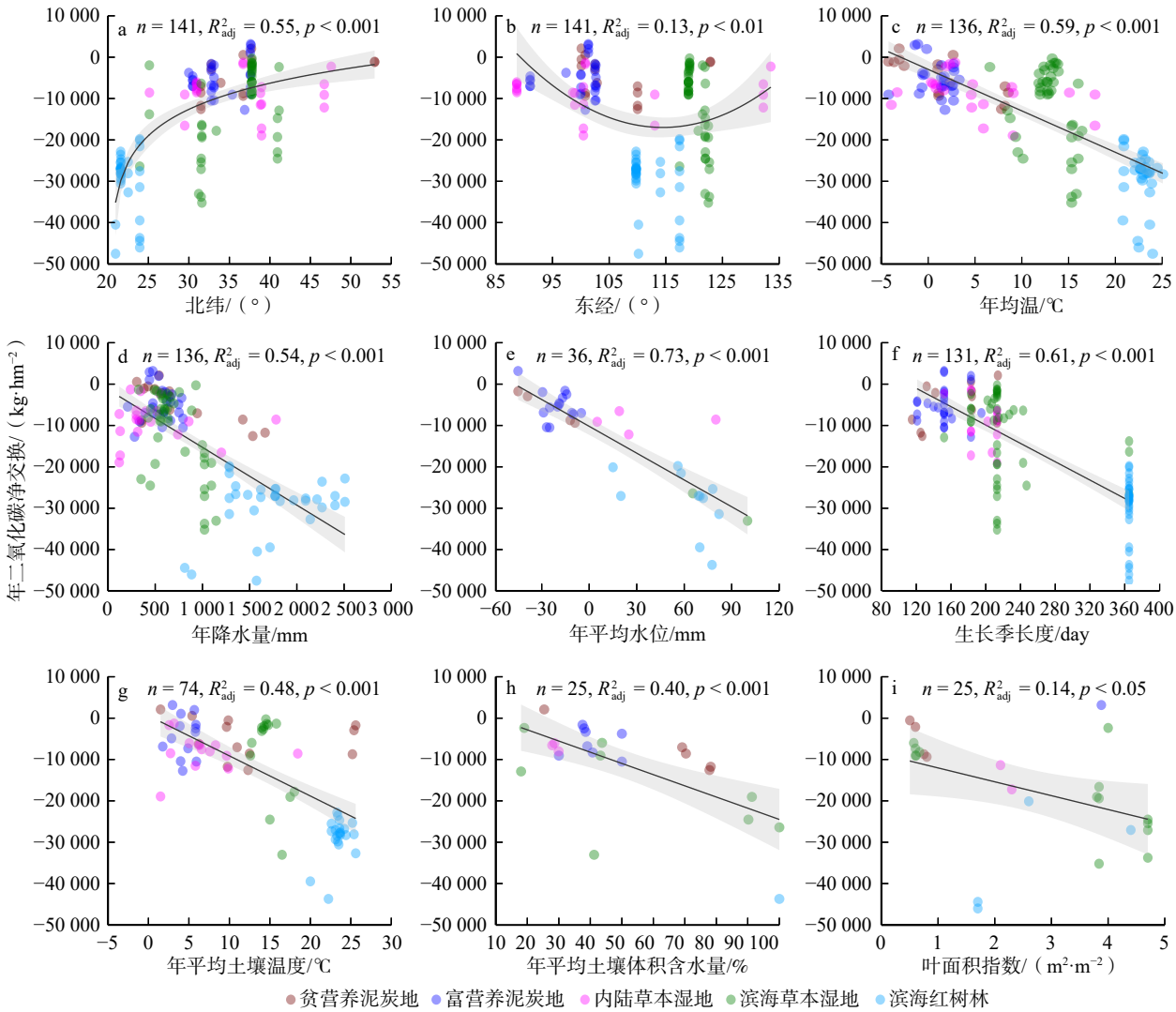
2.3　中国自然湿地年 CO_2 吸收量、CH_4 排放量及其净辐射平衡与环境因素的关系

2.3.1　年 CO_2 吸收量与环境因素的关系

在中国自然湿地中，年 CO_2 吸收量随纬度从 20°N 增至 55°N 呈显著对数递减趋势（$p < 0.001$），随经度增加呈显著抛物线变化趋势（$p < 0.01$）（图 5a、b）。具体而言，年 CO_2 吸收量随经度增加而增加，在 115°E 左右达到最大值，之后随经度增加而降低。此外，年 CO_2 吸收量随 MAT、MAP、WTD、GSL、T_s、SWC 和 LAI 的增加均呈显著线性增加趋势（$p < 0.05$）（图 5c～i）。

2.3.2　年 CH_4 排放量与环境因素的关系

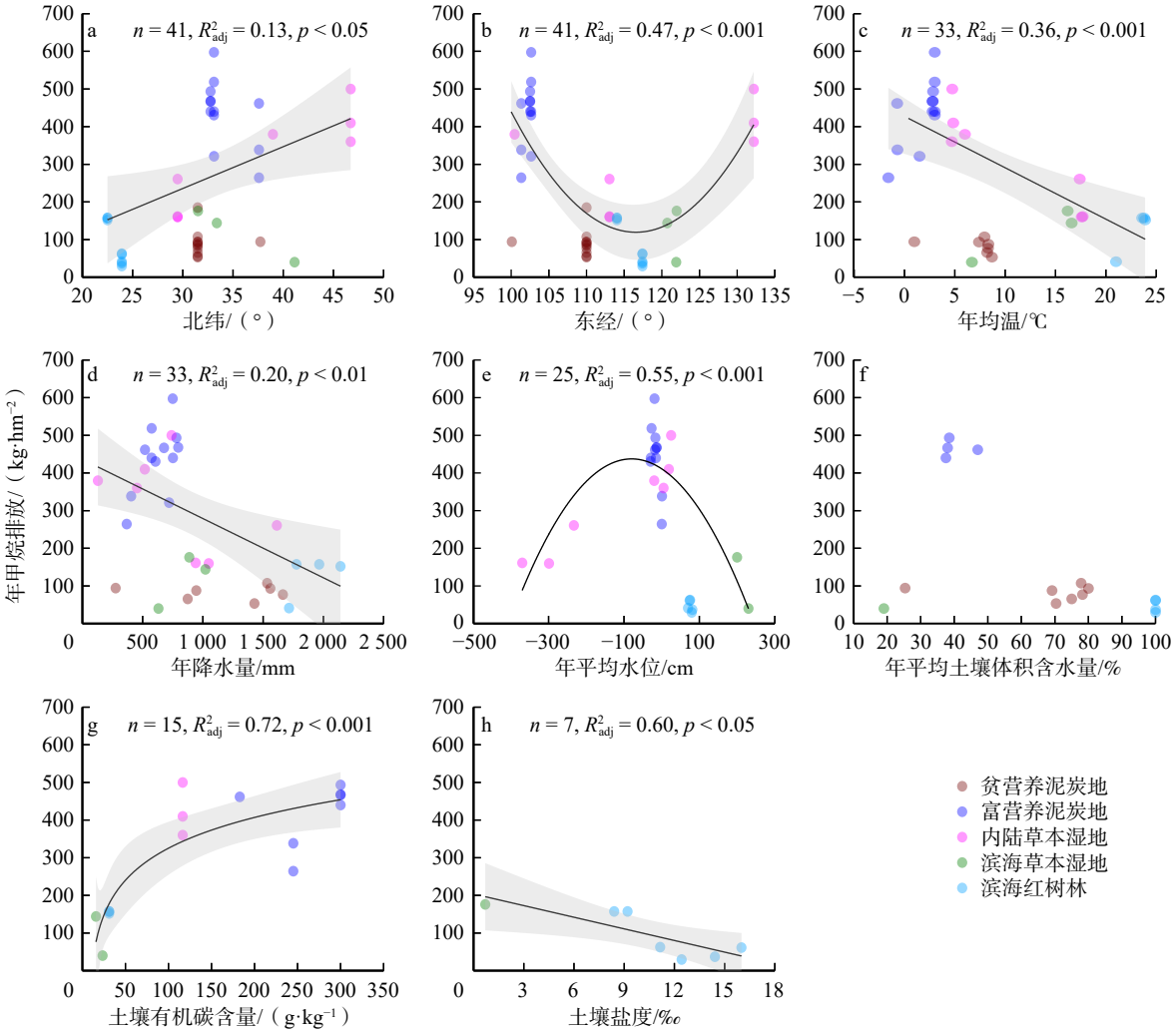
在中国自然湿地中，年 CH_4 排放量随纬度增加呈显著线性递增趋势（$p < 0.05$），随经度增加呈显著抛物线变化趋势（$p < 0.001$）（图 6a、b）。具体而言，年 CH_4 排放量随经度增加而降低，在 115°～120°E 左右达到最低值，之后随经度增加而升高。年 CH_4 排放量随 MAT 和 MAP 的增加均呈显著线性降低趋势（$p < 0.01$）（图 6c、d）。年 CH_4 排放量随地下水位深度（WTD）的增加呈显著抛物线变化趋势（$p < 0.001$）（图 6e）：即随 WTD 增加，年 CH_4 排放量先升



黑色线条表示拟合回归曲线，灰色阴影区域表示拟合回归曲线的 95% 置信区间。

图 5　中国自然湿地年生态系统净 CO_2 交换量（NEE）与环境变量的关系

Fig. 5　Relationships between annual net ecosystem exchange of carbon dioxide (NEE) with environmental variables across natural wetlands in China



黑色线条表示拟合回归曲线，灰色阴影区域表示拟合回归曲线的 95% 置信区间。

图 6 中国自然湿地年甲烷(CH_4)排放量与环境变量的关系

Fig. 6 Relationships between annual methane (CH_4) emissions with environmental variables across natural wetlands in China

高，在 WTD 为–20 ~ 0 cm 左右（也就是水位在地表以下 20 cm 至地表范围内）达到最大值，之后随 WTD 增加而降低。此外，年 CH_4 排放量随 SOC 含量的增加呈显著对数递增趋势（$p < 0.001$），随盐度的增加呈显著线性降低趋势（$p < 0.05$）（图 6g、h）。

2.3.3 年 CO_2 吸收量和 CH_4 排放量的净辐射平衡与环境因素的关系

基于中国自然湿地 23 组同步观测的年 CO_2 吸收量和 CH_4 排放量数据，发现在 20 ~ 100 年乃至 500 年时间尺度上，其净辐射平衡随纬度从 20°N 增至 55°N 呈显著对数递增趋势（即增温效应增强）（$p < 0.01$），随经度呈显著抛物线变化趋势（$p < 0.001$）（图 7a、b、附图 3 ~ 4）。具体而言，CO_2 吸收量和 CH_4 排放量的净辐射平衡随经度增加而降低（即增温效应减弱），在 115° ~ 120°E 左右达到最低值（即增温效应最弱），之后随经度增加而升高（即增温效应增强）。在 20 ~ 100 年乃至 500 年时间尺度上，CO_2 吸收量和 CH_4 排放量的净辐射平衡随 MAT、MAP、T_s 和 WTD 的增加均呈显著线性降低趋势（即增温效应减弱）（$p < 0.001$）（图 7c ~ f、附图 3 ~ 4）。

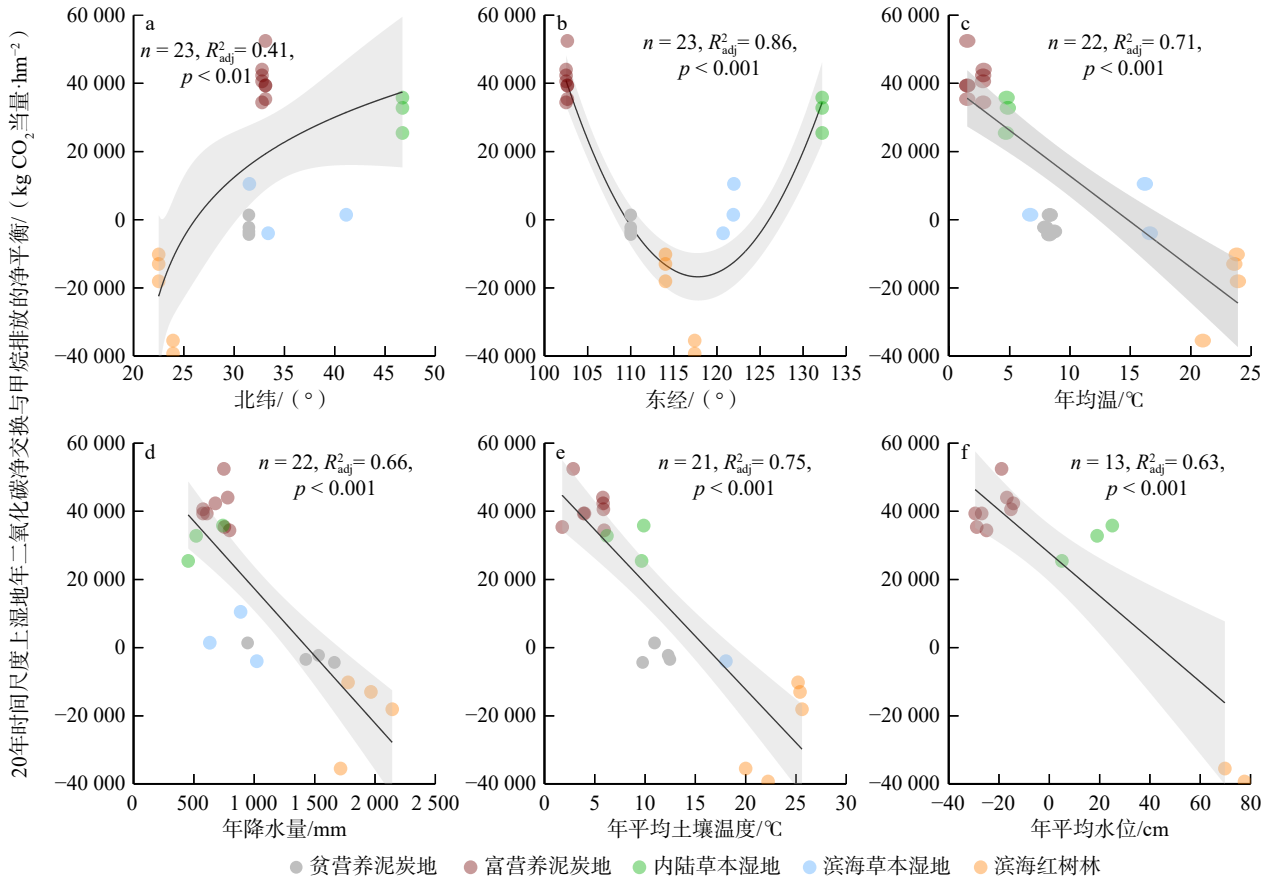
2.4 中国自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应与环境因素的关系

在 20 ~ 100 年乃至 500 年时间尺度上，中国自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例（即 CH_4 排放抵消了多少 CO_2 吸收的气候效益，%）随经度增加呈显著抛物线变化趋势（$p < 0.001$），随 MAT、MAP、T_s 和 WTD 的增加均呈显著指数降低趋势（$p < 0.01$）（图 8b ~ e、附图 5 ~ 6）。具体而言，抵消比例随经度增加而降低，在 115° ~ 120°E 左右达到最低值，之后随经度增加而升高。在不同时间尺度上，CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例与纬度均无显著相关性（图 8a、附图 5 ~ 6）。

3 讨 论

3.1 滨海湿地是单位面积上更强的温室气体净汇

本研究结果表明，在不同时间尺度上，中国滨海

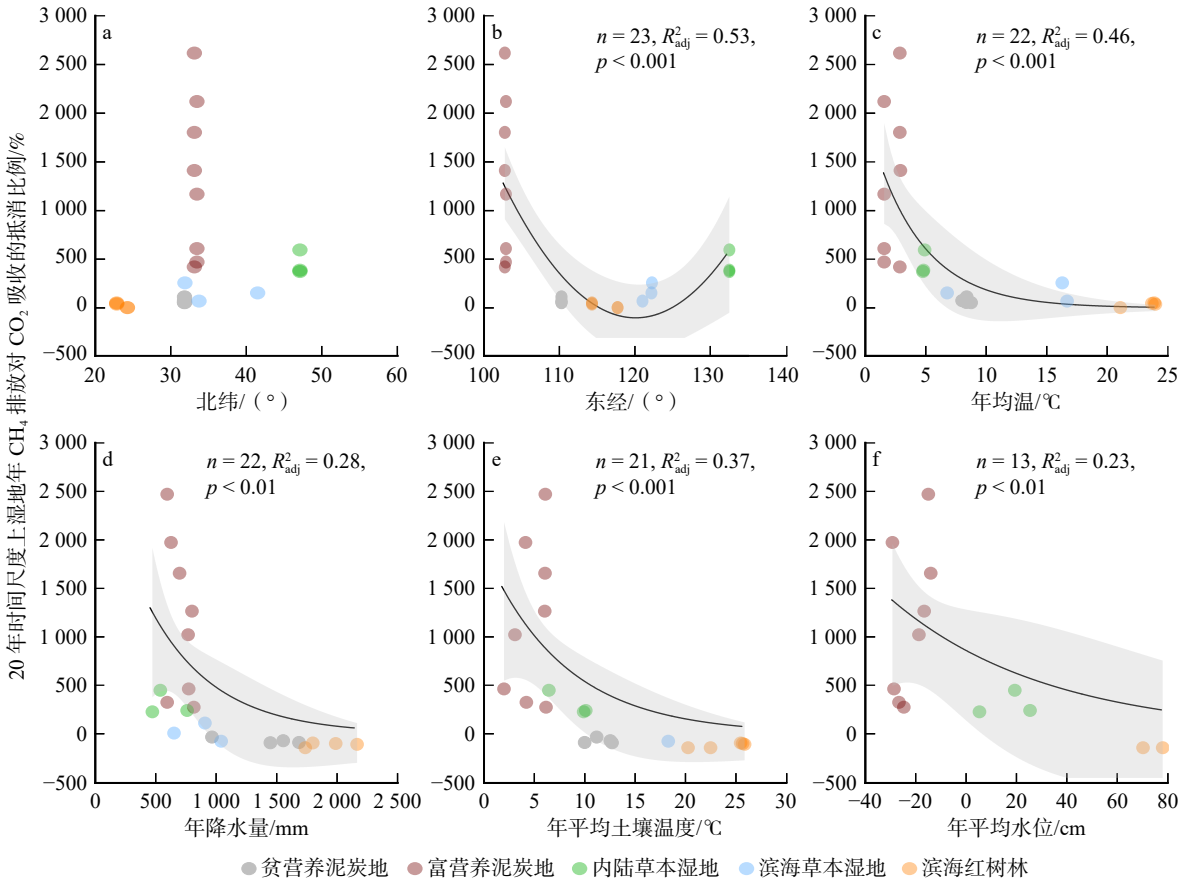


CH_4 排放的 CO_2 当量基于 20 年时间尺度 CH_4 相对于 CO_2 的持续通量全球增温潜势（SGWP = 96）计算。100 年和500 年时间尺度（CH_4 相对于 CO_2 的 SGWP 分别为 45 和 14）的相关图详见附图 3 和 4。通量为正值表示湿地是 $CO_2 + CH_4$ 的净源（即增温效应），负值表示湿地是 $CO_2 + CH_4$ 的净汇（即降温效应）。黑色线条表示拟合回归曲线，灰色阴影区域表示拟合回归曲线的95%置信区间。基于同步观测的年 NEE 和 CH_4 通量数据。

图 7　中国自然湿地年生态系统净 CO_2 交换量（NEE）与甲烷（CH_4）通量的净辐射平衡与环境变量的关系

Fig. 7　Relationships between net radiative balances of net ecosystem exchanges of carbon dioxide (NEE) and methane (CH_4) with environmental variables across natural wetlands in China

湿地单位面积的年 CO_2 吸收率显著高于内陆湿地。具体来说，单位面积年 CO_2 吸收率从大到小依次为滨海红树林湿地、滨海草本湿地、内陆草本湿地、内陆富营养泥炭地和内陆贫营养泥炭地（图 1、2、3）。该结果与最近一项全球综合研究结果一致，即滨海红树林湿地和滨海草本湿地的固碳能力大于内陆泥炭地或非泥炭草本湿地[23]。滨海湿地（尤其是滨海红树林湿地）的年 CO_2 吸收率显著高于不同类型内陆湿地，主要由以下原因共同导致：首先，与滨海湿地相比，不同类型内陆湿地总体分布在更高纬度和海拔地区，导致其气温、土壤温度和降水量均显著低于滨海湿地（图 9）。温度和降水是调控植被生长和物候的重要环境因素，滨海湿地较高的气温、土壤温度、降水量和土壤含水量，有利于延长植物生长季、促进植物生长和生物量积累，从而提高 CO_2 吸收率。尤其滨海红树林湿地因红树林巨大的地上生物量，因而其固碳能力显著高于其他类型的湿地。由于滨海红树林湿地的建群种为红树林森林植物群落，滨海草本湿地和内陆草本湿地的建群种为禾本科植物，而内陆富营养泥炭地和内陆贫营养泥炭地的建群种分别为莎草科植物和藓类植物，因此同样可以发现单位面积年 CO_2 吸收率从大到小依次为森林植物功能群、禾本科植物功能群、藓类植物功能群和莎草科植物功能群为主的湿地。这些解释得到了本研究结果的进一步支持：年 CO_2 吸收率随纬度增加而降低，随 MAT、MAP、GSL、T_s、SWC 和 LAI 的增加而升高（图 5a、c ~ i）。需要说明的是单位面积年 CO_2 吸收率藓类植物功能群为主的湿地要大于莎草科植物功能群为主的湿地，这主要是因为部分藓类植物功能群的观测数据来自于我国中部湖北大九湖泥炭地（贫营养的藓类植物为建群种的泥炭地），而大九湖区域泥炭地比青藏高原莎草科植物为建群种的富营养泥炭地具有更高的 MAT、MAP、GSL 等因素，进而表现为更强的碳汇，从而在一定程度上提升了藓类植物功能群为主的贫营养泥炭地的碳汇强度。这也表明较好的水热条件是促进湿地固碳的重要环境因素[17]。其次，中国滨海湿地的 WTD 显著大于内陆湿地（附图 7），这为碳固存和抑制土壤呼吸创造了



抵消效应基于 20 年时间尺度 CH_4 相对于 CO_2 的持续通量全球增温潜势（SGWP = 96）计算。100 年和500 年时间尺度（CH_4 相对于 CO_2 的 SGWP 分别为 45 和 14）的相关图详见附图 5 和 6。黑色线条表示拟合回归曲线，灰色阴影区域表示拟合回归曲线的 95%置信区间。基于同步观测的年 NEE 和 CH_4 通量数据。

图 8 中国自然湿地 CH_4 排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例与环境变量的关系

Fig. 8 Relationships between the offset of CH_4 emission to net ecosystem carbon dioxide (CO_2) uptake with environmental variables across natural wetlands in China

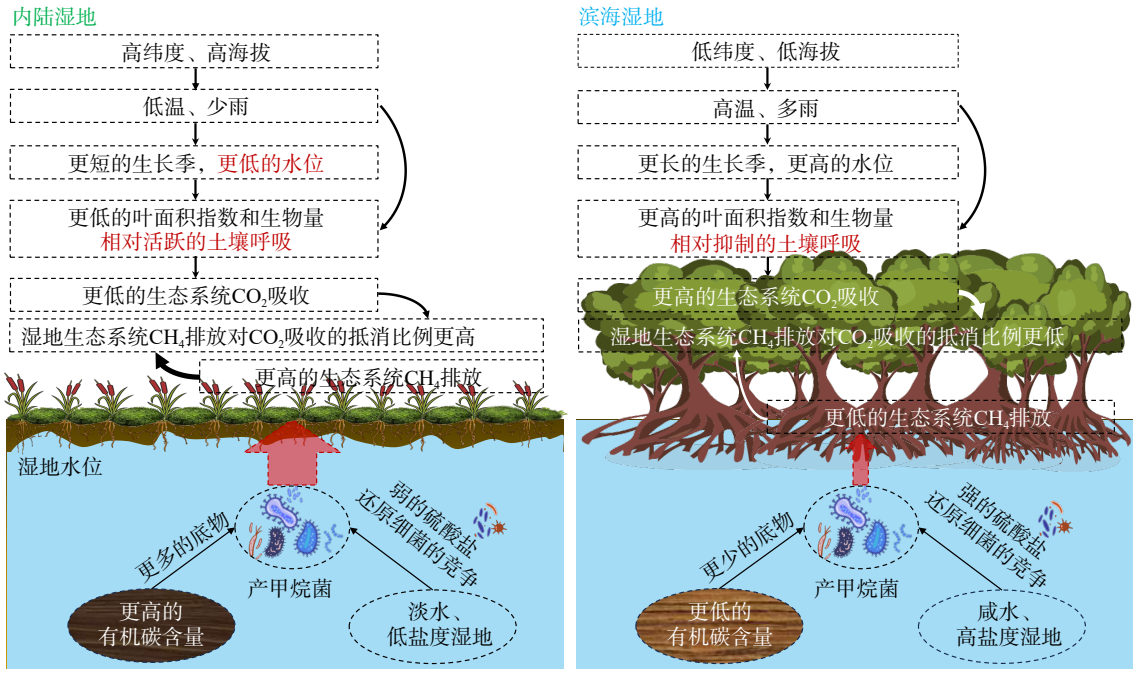


图 9 单位面积尺度上中国自然滨海湿地 CH_4 排放对生态系统净 CO_2 吸收的抵消比例显著低于内陆湿地的概念模型

Fig. 9 A conceptual model describing the significantly lower offsets of CH_4 emissions to net ecosystem carbon dioxide (CO_2) uptake from China's natural coastal wetlands than inland wetlands on a per-unit-area basis

更有利的厌氧环境[27]。本研究中，年 CO_2 吸收率随 WTD 增加呈线性升高趋势（图 5e），也验证了这一观点。类似地，已有研究报道，东南亚热带湿地[28]和欧洲温带湿地[29]的年 CO_2 吸收率均随 WTD 增加呈线性升高趋势。

与 CO_2 吸收率相反，内陆湿地（如富营养泥炭地和非泥炭草本湿地）的年 CH_4 排放量显著高于滨海湿地（如滨海红树林湿地和滨海草本湿地）（图 3）。对于滨海红树林湿地和滨海草本湿地而言，尽管其 CO_2 吸收率高于不同类型内陆湿地，但部分固存的碳会随潮间带水平交换作用被输送至海岸带，仅有部分碳埋藏于沉积物中[30]。因此，不同类型内陆湿地有显著较高的 SOC 含量（附图 8），能为土壤产甲烷菌提供更丰富的底物[31−32]，从而导致其 CH_4 排放量高于不同类型滨海湿地（图 9）。本研究中，年 CH_4 排放量随 SOC 含量增加呈显著升高趋势（图 6g），进一步支持了这一解释。此外，受潮汐频繁冲刷影响，不同类型滨海湿地的盐度较高；高盐度和高硫酸盐浓度在还原条件下会抑制 CH_4 排放，因为硫酸盐还原菌会与氢营养型和乙酸营养型产 CH_4 菌竞争氢、CO_2 和乙酸等底物，从而抑制产 CH_4 过程[33]。本研究中，不同类型滨海湿地的年 CH_4 排放量随盐度增加呈显著降低趋势（图 6h），也支持了这一观点。类似地，已有研究报道了其他地区滨海湿地 CH_4 排放量与盐度的负相关关系[34−35]。基于上述对不同类型滨海湿地年 CH_4 排放量显著低于不同类型内陆湿地的解释，中国自然湿地（从内陆到滨海）的年 CH_4 排放量与 MAT 和 MAP 呈显著负相关关系（图 6c、d），这一结果并不意外。值得注意的是，年 CH_4 排放量随 WTD 和 SWC 的增加呈现先升高后降低的格局（图 6e、f），这与以往关于内陆湿地年 CH_4 排放量随 WTD 增加而升高（即湿地越湿润，CH_4 排放量越高）的研究结果相反。然而，一项针对全球湿地（包括滨海海草床、滨海红树林、滨海盐沼、内陆泥炭湿地和内陆非泥炭湿地）CH_4 排放量的综合研究也报道了类似格局[23]。这是因为在 WTD 最高的湿地区域，往往对应的是年 CH_4 排放量较低的不同类型滨海湿地（详见图 6e、f）。如前所述，滨海湿地的高盐度不利于土壤 CH_4 的产生和排放（图 6h、图 9）。这些结果表明，中国不同湿地生境的 CH_4 排放受多种环境因素的共同调控，不同区域内湿地 CH_4 排放的关键影响因素不同。内陆贫营养泥炭地 CH_4 排放显著低于内陆富营养泥炭地和内陆草本湿地的主要原因在于其植被类型、植物通气组织与 CH_4 传输、土壤有机质特性等方面的差异[31]。具体来说，如前面所述，内陆贫营养泥炭地的植物功能群以藓类植物为主，内陆富营养泥炭地和内陆草本湿地以莎草科和禾本科植物为主，藓类（如泥炭藓）产生的有机质通常富含酚类化合物，这些物质具有抑制微生物分解的作用，能降低 CH_4 生成菌的活性，从而减少 CH_4 排放，而莎草科植物（如苔草）的有机质相对更易分解，且含有更多易被微生物利用的碳水化合物，为 CH_4 生成菌提供了更丰富的底物，促进 CH_4 产生。同样，藓类植物因缺乏发达的通气组织，CH_4 主要通过土壤表面扩散排放，传输效率较低，整体排放量相对较少，而莎草科植物具有发达的通气组织，能将土壤中的甲烷通过植物茎秆传输到大气中，增加了 CH_4 的排放。这些研究结果暗示稳健评估湿地 CH_4 排放需充分考虑不同类型湿地所处位置（如内陆 vs.滨海）、植物功能群（如藓类植物 vs.莎草科植物）等方面的差异。

综上，本研究结果表明，单位面积上中国滨海湿地是比内陆湿地更强的温室气体净汇（图 9）。尽管在 20 ~ 100 年时间尺度上，内陆湿地 CH_4 排放可完全抵消其 CO_2 吸收，但在 500 年时间尺度上，内陆湿地的净辐射平衡逐渐转为负值。对于滨海湿地，在 20 年时间尺度上，CH_4 排放仅能部分抵消其 CO_2 吸收；而在 100 ~ 500 年时间尺度上，CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消效应微乎其微。考虑到中国内陆湿地（如泥炭地、非泥炭草本湿地）和滨海湿地形成于数千年前，根据本研究结果可得出：从长期尺度（如千年尺度）来看，内陆湿地和滨海湿地均是温室气体的净汇，且单位面积上滨海湿地是比内陆湿地更有效的基于自然的气候解决方案。

3.2　考虑不同类型湿地的 CH_4 排放对制定气候变化缓解策略至关重要

明确全球大气 CO_2 和 CH_4 浓度变化的来源及驱动机制，仍是预测未来碳循环与气候变化相互作用的关键挑战。内陆和滨海湿地生态系统作为气候缓解工具的作用已引起全球关注：内陆湿地（如泥炭地）是陆地生态系统中土壤碳储量最大的生态系统[27, 36]；而滨海湿地（如红树林）是单位面积年 CO_2 吸收率最高的陆地或水生生态系统[9, 17]。因此，拥有大面积内陆湿地和漫长海岸线的国家，可充分利用这些生态系统的固碳功能，实现其国家自主贡献（nationally determined contributions）中的温室气体减排目标。

本研究综合分析了中国不同类型自然湿地通过涡度相关法测得的最完整的年 NEE 和 CH_4 通量数据。结果表明，要全面评估区域或全球湿地生态系统的温室气体辐射平衡的方向、大小和空间格局，必须同时考虑 NEE 和 CH_4 排放。尽管本研究评估的不同类型内陆和滨海自然湿地均能在年尺度上有效

吸收大气 CO_2(图 3a),但在 20 ~ 100 年时间尺度上,CH_4 排放可分别完全抵消内陆湿地和部分抵消滨海湿地 CO_2 吸收(图 3b、c)。目前,随着对退化湿地恢复与碳交易的关注度日益提高[37−38],这就要求在评估湿地的大气碳清除功能时,必须纳入 CH_4 排放的抵消作用。

3.3 研究局限性与未来展望

尽管本研究旨在通过现有最完整的中国不同类型自然湿地年 NEE 和 CH_4 通量观测数据,确定 CH_4 年排放对 CO_2 年吸收的抵消比例,但仍存在一些局限。首先,本研究评估了中国不同类型自然湿地 CH_4 年排放与 CO_2 年吸收的权衡关系,但尚未考虑中国自然湿地中另一种重要温室气体——氧化亚氮(N_2O)的通量,因为目前中国不同类型自然湿地的年 N_2O 通量观测数据几乎空白。因此,未来需要加强中国不同类型自然湿地 N_2O 通量的观测研究,进而更加可靠评估中国湿地的温室气体源汇功能。

同时,尽管本研究结果表明单独测量 CO_2 或 CH_4 的通量数据结合同步测量 CO_2 和 CH_4 的通量数据与仅同步测量 CO_2 和 CH_4 的通量数据计算的中国自然湿地 CH_4 排放对其 CO_2 吸收的抵消比例趋势一致,但未来仍需在观测数据稀缺的区域(如中国东北和西北地区),针对不同类型湿地开展更多针对性的年 NEE 和 CH_4 通量的同步观测,以明确这些区域潜在的重要碳汇/源位置,加深对湿地生物地球化学过程及其对气候变化和人类活动响应机制的理解。虽然本研究中同时分析了单独 + 同步观测 NEE 和 CH_4 通量数据以及同步观测 NEE 和 CH_4 通量数据的结果,并且发现二者结果趋势一致,但未来的研究中需要进一步强化同步观测,以减少湿地温室气体源汇功能评估以及 CH_4 排放抵消 CO_2 吸收的不确定性。此外,涡度相关法主要观测气象(MAT、MAP)和水文(WTD)环境变量,难以区分气候、土壤、植被和土壤微生物等因素对中国不同类型自然湿地年 NEE 和 CH_4 排放量空间变异的相对贡献。未来还需进一步同步开展气候、土壤、植被和土壤微生物等因素的监测,在此基础上整合遥感、机器学习模型或过程模型与通量塔数据,以更准确地评估中国或全球不同类型自然湿地对气候的影响。

4 结论与政策启示

4.1 结 论

(1)滨海湿地的年 CO_2 吸收率显著高于内陆湿地,而年 CH_4 排放量显著低于内陆湿地。滨海红树林湿地的年 CO_2 吸收率显著高于滨海草本湿地、内陆草本湿地、富营养泥炭地和贫营养泥炭地,而内陆富营养泥炭地和内陆草本湿地的年 CH_4 排放量显著高于滨海红树林湿地和滨海草本湿地以及内陆贫营养泥炭地。以森林植物为主的湿地年 CO_2 吸收率最高,其次是以禾本科植物和藓类为主的湿地,以莎草科植物为主的湿地年 CO_2 吸收率最低,而以森林植物为主的湿地年 CH_4 排放量最低,而莎草科植物为主的湿地年 CH_4 排放量最高。我国湿地年 CO_2 吸收率和 CH_4 排放量大小受到湿地类型、所处位置、气候带和植物功能群等因素的共同调控。

(2)在 20 ~ 100 年时间尺度上,CH_4 排放可分别完全抵消内陆湿地和部分抵消滨海湿地 CO_2 吸收;而在 500 年时间尺度上,CH_4 排放产生的正辐射强迫仅能部分抵消内陆湿地的 CO_2 吸收效应,对滨海湿地的抵消效应则微乎其微。从长期视角(如千年尺度)来看,内陆湿地和滨海湿地均是持续性的含碳温室气体的净汇,且在不同时间尺度上,单位面积尺度上滨海湿地缓解气候变化的效果优于内陆湿地。

(3)不同时间尺度上,NEE 和 CH_4 通量净辐射平衡随纬度从 20°N 增至 55°N 呈显著对数递增趋势,随经度呈显著抛物线变化趋势,随年平均气温、年平均降水量、土壤温度和地下水位深度的增加均呈显著线性降低趋势。

(4)不同时间尺度上,中国自然湿地 CH_4 排放对 CO_2 吸收的抵消比例随经度呈显著抛物线变化趋势,随年平均气温、年平均降水量、土壤温度和地下水位深度的增加均呈显著指数降低趋势。

4.2 政策启示

(1)优先强化滨海湿地保护。基于滨海湿地在单位面积尺度上 CO_2 吸收、CH_4 排放及气候缓解效果上的显著优势,需将其作为生态保护重点。应严格划定红树林、滨海盐沼等典型滨海湿地的生态保护红线,严禁围填海、工业开发等破坏行为,保障碳汇功能完整。同时设立专项修复资金,推进退化湿地植被重建与潮汐通道疏通,提升固碳能力。此外,建立生态补偿机制,将湿地碳汇价值纳入区域生态考核,激励地方政府落实保护责任,筑牢长期气候调节屏障。

(2)实施湿地差异化管理。结合 NEE 和 CH_4 通量净辐射平衡随纬度、经度的变化规律,需分区域制定管理策略。在 20° ~ 55°N 范围内,北部高纬度湿地重点保护原生植被,南部低纬度湿地加强病虫害防治与修复;针对经度抛物线特征,在净辐射平衡峰值区建生态保护区以强化或维持碳汇能力,在低谷区改善水文与植被以提升碳汇能力。还需搭建跨省市协同平台,共享监测数据、统一保护标准,避免区域管理差异损耗碳汇功能。

（3）调控关键环境因素。依据 CH_4 排放抵消比例随年平均气温、年平均降水量、土壤温度、地下水位深度增加呈指数降低的结论，需针对性调控环境因子。在年平均气温高值区域种耐温植被、建水循环系统，缓解高温对 CH_4 排放的促进；在年平均降水量高值区域完善排蓄水设施，避免土壤过度厌氧加剧 CH_4 生成；在土壤温度高值区域建植被遮荫降土温，在水位较高区域合理调控水位以权衡 CO_2 吸收与 CH_4 排放。同时建立实时监测网络，结合遥感与地面数据构建关联模型，预警高抵消风险并及时干预。

（4）构建湿地碳汇评估长效体系。考虑长时间尺度下湿地的碳汇特征，需建立跨维度保护机制。将湿地碳汇纳入国家长期生态规划，制定 50 ~ 100 年保护与提升目标，规避短期开发破坏长期碳汇能力。构建“短期–中期–长期”监测评估体系，定期评估碳汇效益并动态调整策略。加大技术研发投入，攻关长期碳储存、CH_4 减排技术，如研发低排放植被品种、探索土壤碳封存技术，保障湿地气候缓解效果的稳定性与可持续性。

审图号：京审字（2026）G 第 2793 号。

附录详见 https://j.bjfu.edu.cn/article/exportSupplementary?id=0205a58e-6034-4692-bb1d-5b95b67dbc1f&pageType=cn。

参　考　文　献

[1] Fawzy S, Osman A I, Doran J, et al. Strategies for mitigation of climate change: a review [J]. Environmental Chemistry Letters, 2020, 18(6): 2069−2094.

[2] Aurela M, Laurila T, Tuovinen J P. Annual CO_2 balance of a subarctic Fen in northern Europe: importance of the wintertime efflux [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2002, 107(D21): ACH17−1−ACH17−12.

[3] Mitsch W J, Bernal B, Nahlik A M, et al. Wetlands, carbon, and climate change [J]. Landscape Ecology, 2013, 28(4): 583−597.

[4] Helbig M, Chasmer L E, Desai A R, et al. Direct and indirect climate change effects on carbon dioxide fluxes in a thawing boreal forest–wetland landscape [J]. Global Change Biology, 2017, 23(8): 3231−3248.

[5] Yao H, Peng H J, Hong B, et al. Environmental controls on multi-scale dynamics of net carbon dioxide exchange from an alpine peatland on the eastern Qinghai-Tibet Plateau [J]. Frontiers in Plant Science, 2022, 12: 791343.

[6] Bansal S, Post van der Burg M, Fern R R, et al. Large increases in methane emissions expected from North America’s largest wetland complex [J]. Science Advances, 2023, 9(9): eade1112.

[7] Delwiche K B, Knox S H, Malhotra A, et al. FLUXNET-CH_4: a global, multi-ecosystem dataset and analysis of methane seasonality from freshwater wetlands [J]. Earth System Science Data, 2021, 13(7): 3607−3689.

[8] Peng H J, Chi J S, Yao H, et al. Methane emissions offset net carbon dioxide uptake from an alpine peatland on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2021, 126(19): e2021JD034671.

[9] 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.

[10] Lan X, Thoning K, Dlugokencky E. Trends in globally-averaged CH_4, N_2O, and SF_6 determined from NOAA Global Monitoring Laboratory measurements [EB/OL]. 2023 [2025−10−19]. https://gml.noaa.gov/ccgg/trends_ch4/.

[11] Voosen P. Global alarm system watches for methane [J]. Science, 2023, 379: 528.

[12] Forster P. The Earth’s energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity [R] // Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, et al. Climate change 2021-the physical science basis: contribution of working group I to thesixth assessment report of the Intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

[13] Lehner B, Döll P. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands [J]. Journal of Hydrology, 2004, 296(1−4): 1−22.

[14] Mao D H, Wang Z M, Du B J, et al. National wetland mapping in China: a new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images [J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2020, 164: 11−25.

[15] Meng W Q, He M X, Hu B B, et al. Status of wetlands in China: a review of extent, degradation, issues and recommendations for improvement [J]. Ocean & Coastal Management, 2017, 146: 50−59.

[16] Lund M, Lafleur P M, Roulet N T, et al. Variability in exchange of CO_2 across 12 northern peatland and tundra sites [J]. Global Change Biology, 2010, 16(9): 2436−2448.

[17] Lu W Z, Xiao J F, Liu F, et al. Contrasting ecosystem CO_2 fluxes of inland and coastal wetlands: a meta-analysis of eddy covariance data [J]. Global Change Biology, 2017, 23(3): 1180−1198.

[18] Ma L, Gan D Z, Li Z, et al. Magnitudes, patterns, controls and mitigation potentials of net ecosystem carbon balances across wetlands in China [J]. Geoderma, 2025, 458: 117332.

[19] Fan B X, Peng H J, Ran J C, et al. Environmental and microbial regulation of multi-temporal scale methane flux dynamics in a shallow karst lake [J]. Water Research, 2026, 294: 125511.

[20] Zhao X S, Fan X W, Griffis T J, et al. Three gorges dam operations affect the carbon dioxide budget of a large downstream connected lake [J]. Geophysical Research Letters, 2023, 50(12): e2022GL102697.

[21] 邱吉丽, 张弥, 蒲旖旎, 等. 涡度相关观测的太湖 CH_4 通量数据插补方法评价 [J]. 应用生态学报, 2022, 33(10): 2785−2795.
Qiu J L, Zhang M, Pu Y N, et al. Evaluation of gap-filling methods for CH_4 flux data based on eddy covariance method in the Lake Taihu, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology,

2022, 33(10): 2785−2795.

[22] Du Q, Liu H Z, Liu Y, et al. Factors controlling evaporation and the CO_2 flux over an open water lake in southwest of China on multiple temporal scales [J]. International Journal of Climatology, 2018, 38(13): 4723−4739.

[23] 展鹏飞, 仝川. 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 P F, Tong C. 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.

[24] 罗玲, 王宗明, 毛德华, 等. 沼泽湿地主要类型英文词汇内涵及辨析 [J]. 生态学杂志, 2016, 35(3): 834−842.
Luo L, Wang Z M, Mao D H, et al. Connotation and differentiation of terminology on main kinds of wetlands in English [J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(3): 834−842.

[25] 胡楠, 范玉龙, 丁圣彦, 等. 陆地生态系统植物功能群研究进展 [J]. 生态学报, 2008, 28(7): 3302−3311.
Hu N, Fan Y L, Ding S Y, et al. Progress in researches on plant functional groups of terrestrial ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(7): 3302−3311.

[26] Neubauer S C, Megonigal J P. Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems [J]. Ecosystems, 2015, 18(6): 1000−1013.

[27] Ma L, Zhu G F, Chen B L, et al. A globally robust relationship between water table decline, subsidence rate, and carbon release from peatlands [J]. Communications Earth & Environment, 2022, 3: 254.

[28] Deshmukh C S, Susanto A P, Nardi N, et al. Net greenhouse gas balance of fibre wood plantation on peat in Indonesia [J]. Nature, 2023, 616: 740−746.

[29] Evans C D, Peacock M, Baird A J, et al. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions [J]. Nature, 2021, 593: 548−552.

[30] Reithmaier G M S, Cabral A, Akhand A, et al. Carbonate chemistry and carbon sequestration driven by inorganic carbon outwelling from mangroves and saltmarshes [J]. Nature Communications, 2023, 14: 8196.

[31] Gan D Z, Zhang Z L, Li H N, et al. Ditch emissions partially offset global reductions in methane emissions from peatland drainage [J]. Communications Earth & Environment, 2024, 5: 640.

[32] Le Mer J, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review [J]. European Journal of Soil Biology, 2001, 37(1): 25−50.

[33] Capooci M, Seyfferth A L, Tobias C, et al. High methane concentrations in tidal salt marsh soils: where does the methane go? [J]. Global Change Biology, 2024, 30(1): e17050.

[34] Al-Haj A N, Fulweiler R W. A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems [J]. Global Change Biology, 2020, 26(5): 2988−3005.

[35] Poffenbarger H J, Needelman B A, Megonigal J P. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes [J]. Wetlands, 2011, 31(5): 831−842.

[36] Page S E, Baird A J. Peatlands and global change: response and resilience [J]. Annual Review of Environment and Resources, 2016, 41: 35−57.

[37] Kuwae T, Watanabe A, Yoshihara S, et al. Implementation of blue carbon offset crediting for seagrass meadows, macroalgal beds, and macroalgae farming in Japan [J]. Marine Policy, 2022, 138: 104996.

[38] Murray B C, Pendleton L, Jenkins W A, et al. Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats: NI R 11-04 [R]. Durham, North Carolina: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University, 2011.

（责任编辑 范 娟
责任编委 董世魁）