



中国自然湿地生态系统碳循环关键过程及增汇途径

李金帅^{1,2}, 郝天象¹, 杨萌^{1,2}, 于贵瑞^{1,2*}

1. 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与建模重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049

* 通讯作者, E-mail: yugr@igsnr.ac.cn

收稿日期: 2023-09-14; 收修改稿日期: 2024-04-01; 接受日期: 2024-05-24; 网络版发表日期: 2024-07-08

国家自然科学基金项目(31988102)资助

摘要 湿地生态系统因其强大的固碳潜力已经成为缓解全球气候变化的长期解决方案之一, 然而湿地生态系统的关键碳循环过程仍然缺少系统性的总结. 在保护和修复湿地的背景下, 实现湿地生态系统的碳汇倍增技术途径还缺少一致的认识. 本文对沼泽及泥炭湿地、河流及河岸湿地、湖泊及湖岸湿地、河口及滨海湿地四种主要湿地类型的光合碳吸收、微生物碳分解和碳沉积埋藏等碳循环关键过程进行梳理和总结. 基于碳循环关键过程, 进一步提出了碳汇倍增的三种技术途径, 即植被固碳增汇技术、土壤碳减排技术和碳沉积埋藏技术. 针对三种增汇途径又进一步细化了每种途径下的关键技术, 对碳汇技术在不同湿地类型下的碳汇效应进行定性描述, 并结合中国湿地区域特征给出了对应区域湿地保护和修复方法, 为中国湿地生态系统碳汇倍增战略提供科学依据.

关键词 湿地, 碳循环, 碳汇, 技术途径, 保护与修复

1 引言

湿地与森林、海洋并称为世界三大生态系统, 被誉为“地球之肾”(Xi等, 2020). 在自然生态系统中, 湿地是介于陆地系统和水域系统之间的过渡地带, 兼具这两种生态系统的特点, 为动植物提供了大量栖息地, 维持生态系统物种多样性. 虽然内陆湿地面积仅占陆地面积的6%~8%(Tootchi等, 2019), 但在全球碳循环、水循环及生物多样性保护方面发挥着重要的作用, 提供了维持生态和人类福祉不可或缺的水文、化学和生物功能(Hansen等, 2018; Xu等, 2018), 具体表现在调节水分、净化水质及提供动植物生境等方面. 然而, 气候变化和不断加剧的人类活动, 导致全球范围

内湿地面积出现了大幅下降(Creed等, 2017; 彭书时和席毅, 2022), 湿地生态系统碳循环过程也发生显著变化, 甚至存在碳汇向碳源转变的风险(Wang等, 2022; Bao等, 2023).

中国是世界上湿地类型最齐全、最丰富的国家之一, 湿地生态系统在增加二氧化碳(CO₂)吸收、降低甲烷(CH₄)排放方面发挥着巨大的作用. 根据第三次国土资源普查数据(武海涛等, 2022), 中国湿地面积位居世界第四, 亚洲第一. 在“双碳”背景下, 湿地在固碳方面的潜力逐渐受到人们重视, 尤其是泥炭地在碳储存和碳固存方面的潜力已经得到了广泛认同(Yu, 2012). 其次, 湿地是重要的甲烷自然排放源(Bridgman等, 2013; Rosentreter等, 2021), 在气候变化和人类活动的影响

中文引用格式: 李金帅, 郝天象, 杨萌, 于贵瑞. 2024. 中国自然湿地生态系统碳循环关键过程及增汇途径. 中国科学: 地球科学, 54(8): 2478–2495, doi: 10.1360/SSTe-2023-0229

英文引用格式: Li J, Hao T, Yang M, Yu J. 2024. Key processes of carbon cycle and sink enhancement paths in natural wetland ecosystems in China. Science China Earth Sciences, 67(8): 2444–2459, <https://doi.org/10.1007/s11430-023-1347-8>

下, 全球湿地甲烷排放量大幅提高, 每年湿地排放的甲烷约占全球自然排放量的50%~84%(Saunois等, 2020), 理清湿地碳循环关键过程将有助于我们控制湿地甲烷排放(Wei和Wang, 2017; Bloom等, 2010), 实现湿地生态系统碳中和。沼泽及泥炭湿地、河流及河岸湿地、湖泊及湖岸湿地、河口及滨海湿地等不同类型湿地的碳循环关键过程存在较大差别, 梳理不同类型湿地碳循环关键过程对准确理解湿地生态系统在应对气候变化中的作用具有重要应用价值。

生态碳汇是一种环境友好型的碳中和途径, 基于碳循环关键过程的增汇技术研究成为近年来的研究热点(傅伯杰等, 2022; 于贵瑞等, 2022a)。湿地生态系统高效的植被生产力从大气中固定了大量的CO₂, 同时, 湿地土壤常年处于厌氧环境, 极大限制了有机质分解速率, 因而具有较高碳埋藏效率(Liu H X等, 2014)。全球湿地生态系统储存了约300~450Pg C土壤碳, 碳密度约为37.8~60.4kg C m⁻², 约是森林生态系统的3倍(Lal, 2008; Lovelock等, 2022)。保护和修复湿地可显著增加湿地面积, 改善湿地生态环境, 保持湿地生态系统持续的碳汇功能(Li T T等, 2022)。因此, 本文在系统总结不同湿地类型碳循环关键过程的基础上, 凝练提出了提升湿地碳汇的技术途径, 即植被固碳增汇技术、土壤碳减排技术和碳沉积埋藏技术。

2 湿地定义及影响因素

湿地作为“年轻”的地理学词汇, 其定义也在不断发展(殷书柏等, 2014; 武海涛等, 2022; Chen H等, 2023)。由于湿地与陆地、水域之间没有明确边界, 加上不同学科对湿地研究的侧重点的不同, 导致湿地定义一直存在分歧。湿地定义的多样性主要来自湿地水文条件的多样性, 湿地水文条件主要包括: 水分来源(降水、地下水、河流、湖泊、潮汐等)、地表水深、流动性、盐碱度、淹水持续时间和频率等, 其中, 湿地地表水深、水体流动性及盐碱度是决定湿地碳循环过程最主要的方面(图1)。水文条件是湿地土壤发育最主要的决定性因素, 而湿地土壤的理化性质又决定了土壤微生物群落结构与植被特征, 因而决定了该类型湿地碳循环基本模式。由于湿地无明确统一的定义, 本文按照湿地水文条件商榷性的将自然湿地分为四大类型, 即沼泽及泥炭湿地、河流及河岸湿地、湖泊及湖

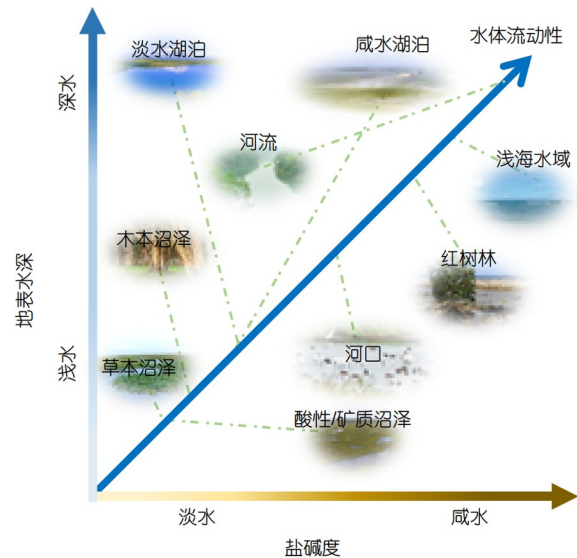


图1 基于地表水深、盐碱度及水体流动性的湿地分类

岸湿地、河口及滨海湿地。

湿地面积是准确评估湿地生态系统碳汇潜力的前提。目前, 研究中使用的湿地面积主要为两类数据来源。一类是基于国土资源调查数据, 主要有湿地资源清查数据(Meng等, 2017)、泥炭资源调查数据(王利伟等, 2019)等。截至目前, 中国分别于2003、2013和2019年分别进行了三次国土资源调查, 前两次调查湿地面积分别为38.48万km²、53.42万km², 第三次资源调查数据显示湿地面积为56.35万km², 其中水域面积为30.58万km²。另一类是基于遥感产品绘制的湿地地图(牛振国等, 2012; Mao等, 2020; Tootchi等, 2019)等(表1)。然而, 由于不同数据源、反演方法及湿地定义的不同, 估算出的湿地面积仍然存在较大差异, 为科学研究带来了很大的不确定性(Niu等, 2012)。但综合不同研究的评估结果来看, 中国湿地面积近年来呈现逐渐递增的趋势。

3 湿地生态系统碳循环关键过程及影响因素

不同湿地类型生态系统碳循环过程存在一定共性(图2)。沼泽、河流、湖泊及滨海湿地生态系统碳循环过程与陆地、海洋生态系统相似, 是碳元素在各种碳库中的蓄积、转化及交换过程的生物物理化学过程的网络体系(孟伟庆等, 2011; 高扬等, 2022)。湿地有机碳

表 1 不同遥感数据源的湿地面积^{a)}

影像时间	湿地面积(km ²)				参考文献
	内陆湿地	滨海湿地	人工湿地	总面积	
*	—	—	—	384,864	Ma等, 2012
1978	286,400	13,104	9,793	309,297	Niu等, 2012
1987~1992	318,326	14,335	22,546	355,208	宫鹏等, 2010
1990	—	—	—	359,799	Mao等, 2018
1990~2000	—	—	—	311,000	Lehner和Döll, 2004
2000	—	—	—	355,236	Mao等, 2018
2000	—	—	—	256,878	Liu J Y等, 2014
1999~2002	339,352	17,610	2,786	359,478	牛振国等, 2009
1999~2002	257,922	12,015	34,911	304,849	宫鹏等, 2010
2008	275,482	10,035	38,892	324,097	Niu等, 2012
2010	—	—	—	357,118	Mao等, 2018
2015	317,966	62,409	70,709	451,084	Mao等, 2020

a) 内陆湿地: 包括文中提出的沼泽及泥炭湿地、河流及河岸湿地、湖泊及湖岸湿地; 滨海湿地对应文中提出的河口及滨海湿地; 本文未涉及人工湿地。—表示无数据。* 湿地面积来自Ma等(2012), 该面积由多源数据组成, 无法确定影像时间

库主要包括活体植物、动物和微生物、生物残体、有机碎屑和有机质沉积物等。具体而言, 湿地植物、藻类等生产者通过光合作用将大气中的CO₂转化为有机物质, 随植被凋落物、植物残体和根系分泌物以及外源输入碳一同进入水体或土壤中参与湿地生态系统碳循环过程。水体中的有机碳通过沉积作用埋藏到沉积物中, 在适宜的水热条件下通过泥炭化作用和腐殖化作用形成土壤泥炭层(Loisel等, 2021)。部分沉积物有机质在生物地球化学作用下, 以温室气体的方式重新排放到大气中。

不同湿地类型生态系统碳循环过程也具有自身特性(图3)。水文条件强烈影响着湿地生态系统植被群落结构、碳输运方式以及生物地球化学过程, 深度参与着湿地碳循环的关键过程(Battin等, 2009; Fan和Miguez-Macho, 2011; Bu等, 2019), 是导致湿地碳循环关键过程显著不同的主要原因。沼泽及泥炭湿地常年处于静水状态, 厌氧环境降低了有机质的分解速率, 使植被较高的生产力被留存在生态系统内; 河流及河岸湿地是重力作用下在洼地汇集的水体, 将陆源碳不断被运输到下游或沉积在河床内; 湖泊及湖岸湿地是汇聚大量水体的洼地, 广泛接受来自陆地和大气汇集的有机物; 河口及滨海湿地是位于浅海边缘的一类湿地的统称, 潮汐作用促使湿地与海洋发生广泛的物质和能量交换。

3.1 沼泽及泥炭湿地

一般意义上, 沼泽湿地主要是指包括泥炭地在内的各类天然沼泽, 是介于陆地与水域的过渡地带, 兼有水域和陆地生态系统的特点。沼泽湿地中的地表水多处于静水状态(Chen等, 2021), 湿地植物所吸收的CO₂多以有机碳的形式储存在湿地土壤中, 土壤碳储量约占生态系统碳储量的80%~90%(Nahlik和Fennessy, 2016)。

沼泽湿地因较高的植被生产力且较低的有机碳分解速率而成为全球重要的碳汇区(Yu等, 2010)。高密度的碳储存是在饱水条件下缓慢的土壤泥炭积累过程的结果(Treat等, 2019), 中国沼泽和泥炭湿地年均碳汇速率为(30.27±3.20)Tg(均值±标准差, 下同)(图4)。全新世以来, 东北地区沼泽湿地碳累积速率为5.74~129.31g C m⁻² a⁻¹(Wang等, 2022; Xing等, 2015; Xing等, 2016)。多项研究表明, 沼泽湿地碳循环关键过程主要受气候和水文条件的共同调控(Loisel等, 2021)。从气候条件上来看, 泥炭地在保持水饱和的条件下, 更温暖和更长的生长季节可以提高植物生产力, 进而提高泥炭埋藏速率, 但在热带地区却有利于促进沼泽湿地有机质分解, 进而降低碳累积速率(Charman等, 2013)。其次, 土壤水分过剩是沼泽湿地长期发展的一个必要条件, 地表水是驱动泥炭长期积累最主要的因素(Carl-

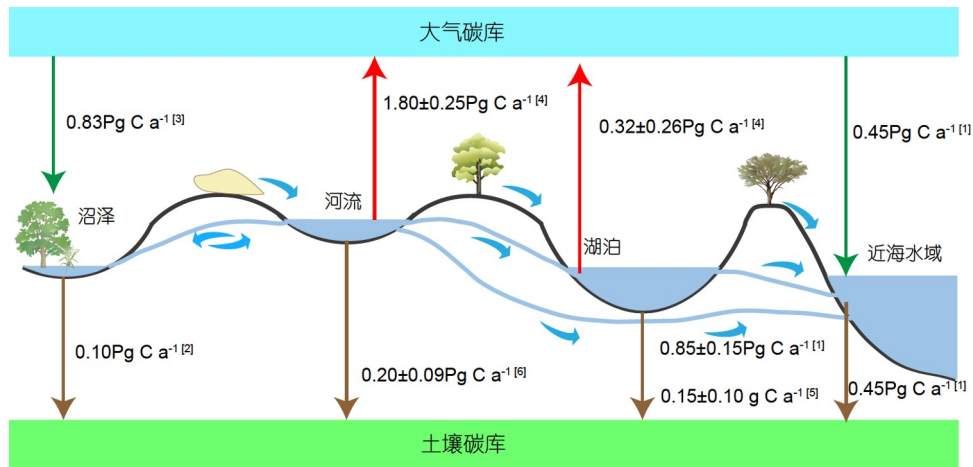


图 2 全球湿地生态系统碳循环基本模式

除湿地生态系统内部的碳周转外, 河流扮演着沟通沼泽、湖泊和近海水域碳交换的重要枢纽。绿色和红色箭头代表C在大气中的转换; 蓝色箭头代表C在水体中的运移、转换; 褐色箭头代表湿地底泥界面的C转换(数据源自^[1]Bauer等, 2013; ^[2]Lal, 2008; ^[3]Mitsch等, 2013; ^[4]Raymond等, 2013; ^[5]Mendonça等, 2017; ^[6]Nakayama, 2017)

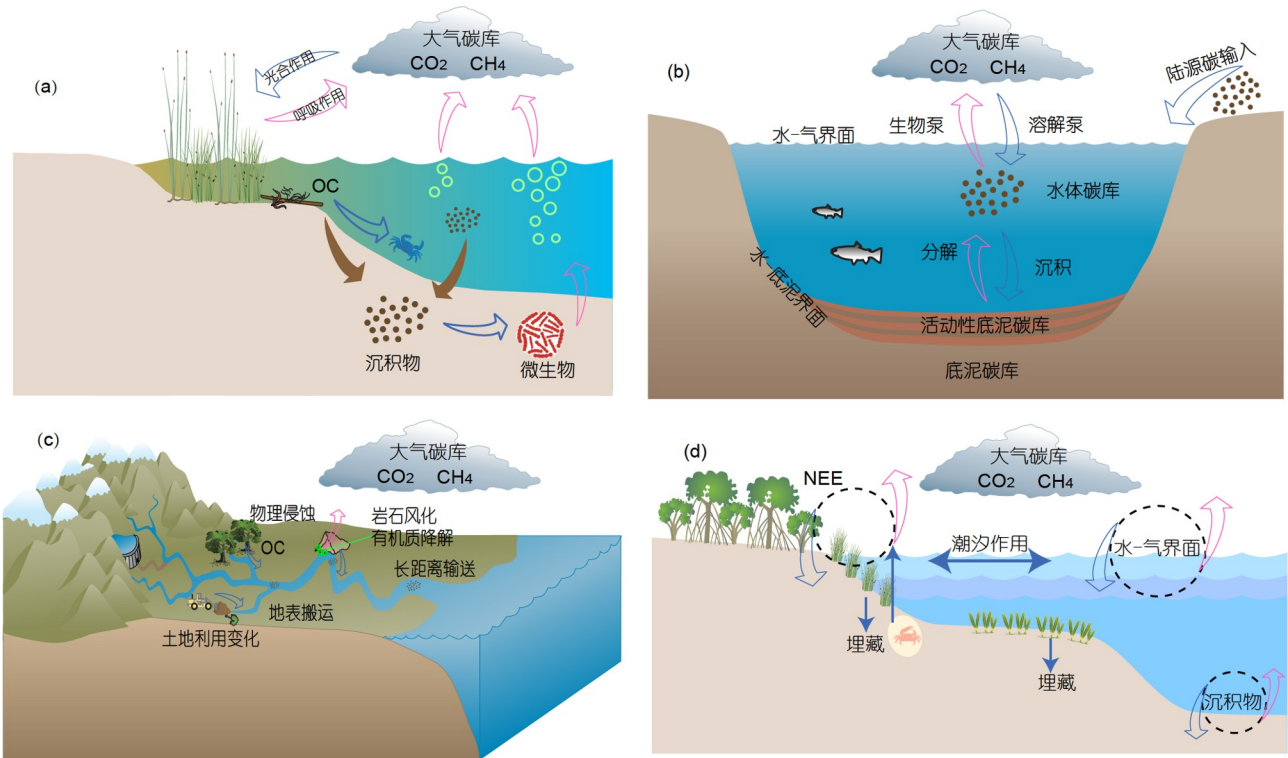


图 3 不同湿地类型碳循环关键过程

(a) 沼泽及泥炭湿地; (b) 湖泊及沿岸湿地; (c) 河流及河岸湿地; (d) 河口及滨海湿地。IC为无机碳; OC为有机碳; 红色箭头代表碳排放; 蓝色箭头代表碳吸收

son等, 2015; Cobb等, 2017)。沼泽湿地土壤表面必须保持足够湿润, 为抑制土壤微生物活动提供条件(王冬雪

等, 2016; Bragg, 2002), 以降低土壤呼吸速率, 实现更高的碳固定速率。沼泽湿地通常被认为是稳定的生态

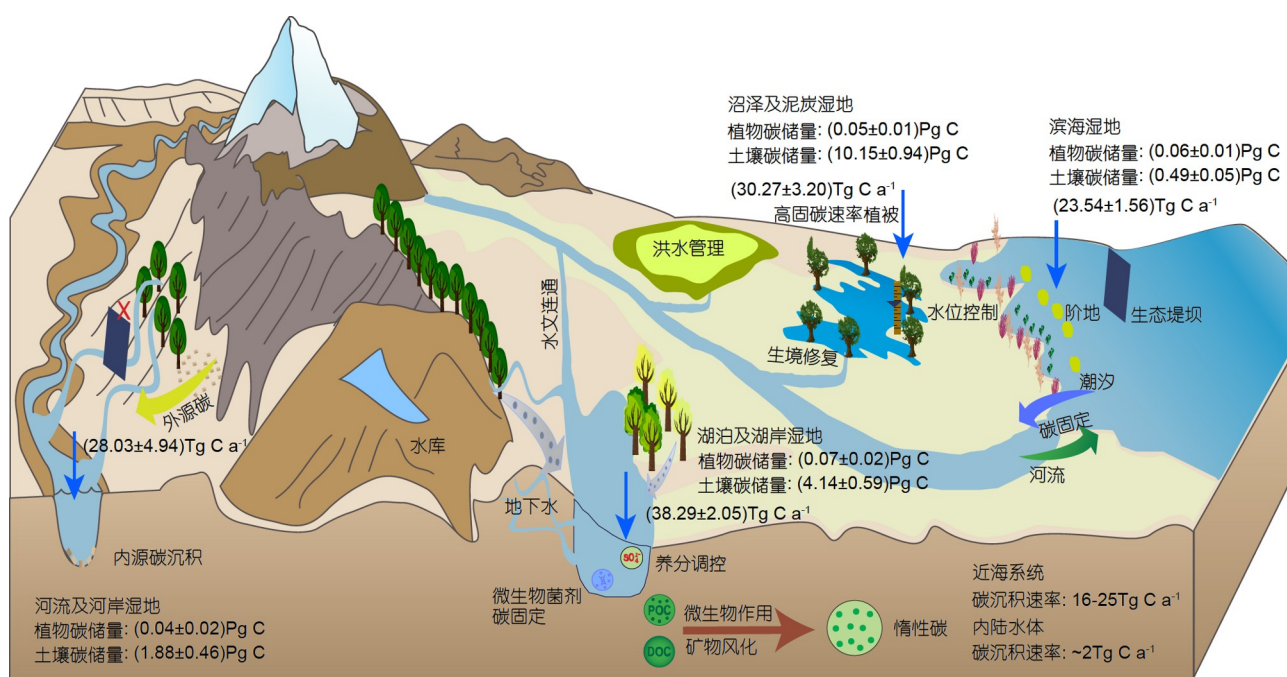


图 4 中国湿地生态系统碳储量、碳汇速率及碳增汇途径

数据源自Bauer等(2013)、Gao等(2021)、Jia等(2020)和Xiao等(2019), 蓝色箭头代表水-气界面碳收支, 绿色箭头代表水-底泥界面碳沉积速率

系统, 对全球范围内碳循环动态的影响有限. 但在全球变暖的背景下, 如果这些被封存的碳重新加入当今活跃的碳循环, 湿地碳循环将会对气候变暖产生正反馈 (Zhang等, 2022; Chen等, 2021), 沼泽湿地碳源汇功能是否发生转化已经成为学界广泛关注的问题.

3.2 河流及河岸湿地

河流是联通陆地和海洋碳库的重要途径. 河流的单向流动将陆地和大气中的碳素输送到海洋碳库, 在陆-海生态系统之间进行着强烈的物质和能量交换(段巍岩和黄昌, 2021). 在全球范围内, 河流每年向海洋输入大约1.06Pg C(Bauer等, 2013), 每年中国河流入海颗粒态有机碳颗粒态碳通量平均为29.57Tg C(朱先进等, 2012), 是海洋碳库的重要来源(Ye等, 2015; Li等, 2017; Park等, 2018). 中国河流碳运移主要以无机碳为主, 长江和黄河主要受岩石风化以及人类活动的影响, 珠江流域碳组分主要受陆源植被有机质降解的影响(单森等, 2020; 汪进等, 2021).

河流碳循环过程主要是指陆地系统中不同来源的碳素在机械、生化及人类活动等作用下, 以各种不同形式进入河网系统并随河流输移、沉积的全过程

(Cole等, 2007; Ni等, 2022). 与其他湿地类型不同的是, 河流碳循环是一种单向流动, 总是从陆地流向海洋、湖泊(Gao等, 2022). 河流-河口-近海连续体是连接陆地和大洋的过渡地带, 也是目前全球碳收支估算的薄弱环节(高扬等, 2022). 陆源碳输入是河流碳循环关键组成部分, 提高水文连通性可以提高陆源碳输入效率(Tockner等, 1999; Wegener等, 2017). 陆源碳主要由碳酸盐矿物、陆生动植物体、人类生产生活排放物及土壤有机质等形式通过水力侵蚀、风化搬运等作用进入河网(Liu等, 2015; Shan等, 2021). 进入河流的陆源有机碳一部分沉积在河床, 一部分被输送到下游, 一部分通过微生物分解和光化学分解转化为温室气体排放(Xu等, 2016; Sun等, 2017; Ni等, 2022). 水-气界面气态碳交换频繁(高扬和于贵瑞, 2020), 主要取决于溶解泵和生物泵之间的平衡(高扬等, 2022), 水体的溶解泵主要受风速、水温、酸碱度及含盐量的影响, 而生物泵则主要取决于水生动植物光合与呼吸作用之间的平衡(Li W H等, 2022). 近年来也有研究表明, 地下水与河流水之间的垂直水文脉冲也是河流碳交换异质性强的因素(Chen K W等, 2023). 这种平衡机制也发生在水-底泥界面, 水体与河底发生着碳沉积过程, 沉积物

主要有: 浮游动植物消化排泄物、颗粒性碳等。

3.3 湖泊及湖岸湿地

湖泊面积仅占陆地面积的2%左右, 早期的研究往往忽视湖泊在碳循环中的作用(Molot和Dillon, 1996). 但湖泊作为内陆水体的重要组成部分每年从大气中固定了 $(0.12 \pm 0.03) \text{Pg C}$, 强烈的影响着陆地碳循环过程(Hanson等, 2004; Anderson等, 2020; Amora-Nogueira等, 2022). 全新世以来中国湖泊碳累积速率大致呈现逐渐递增状态, 近1000~2000年来达到最高峰, 碳埋藏总量约为 8Pg C (Wang等, 2015), 每年从大气中固定 $(38.29 \pm 3.20) \text{Mg C}$ (图4). 近200年来, 中国湖泊(Zhang等, 2017)的碳沉积速率为 $22(1.4 \sim 295.5) \text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$, 其中, 青藏高原湖区(Zhang等, 2017)、长江中下游湖区(Gui等, 2013)和西北干旱区湖区(Lan等, 2015)的碳沉积速率分别为 $14.3(3.4 \sim 23.3)$ 、 $32.1(9.8 \sim 113.2)$ 和 $49.9(5.3 \sim 129.8) \text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$.

湖泊生态系统的碳汇功能仍然存在争议. 从全球尺度看, 湖泊大多处于 CO_2 过饱和状态, 在水气界面不间断的发生着 CO_2 析出的过程(Cole等, 1994). 因而, 从短时间尺度上来看, 湖泊碳循环过程主要发生在水-气界面. 在湖泊水-气界面上的 CO_2 交换过程主要为溶解与析出, 交换速率主要取决于 CO_2 分压、水面风速及水体酸性; 生物过程主要是湖泊植被及藻类光合作用和呼吸作用. 浮游植物的固碳速率主要取决于水体微环境, 水体透明度与水温是影响浮游植物生长的重要因素(Tian等, 2020). 但从长时间尺度上来看, 水-陆界面的碳输入和水-底泥界面的碳固存是湖泊碳汇的主要方面. 湖泊不断接纳着来自陆地生态系统所捕获的有机碳(Weyhenmeyer等, 2015), 进入湖泊的有机碳一部分被湖中生物分解外, 另一部分则沉积在湖泊中. 从湖岸上输入水体的有机碳的主要来源为植物凋落物、有机污水以及土壤侵蚀物; 无机碳的主要来源为矿化动植物残体、风化岩石等(Wen Z等, 2019). 湖泊所处的气候条件和地理环境迥异, 碳循环关键过程的差异主要表现为湖泊陆源碳输入类型的不同(Weyhenmeyer等, 2015). 沉积物是湖泊生态系统最大的碳库, 碳的主要来源为有机碳碎屑、无机碳酸盐沉降等(段巍岩和黄昌, 2021). 研究表明, 湖泊碳沉积速率主要与年均温、年降雨以及湖泊面积有关(Wang等, 2015). 此外, 湖泊也是重要的 CH_4 排放源, 研究表明 CH_4 的排放

主要与沉积物特定功能微生物丰度和水化学特征有关(Mu等, 2023), 也有研究发现湖泊表层有氧水体出现了 CH_4 过饱和现象(Repeta等, 2016), 被称为“甲烷悖论”. 因而, 湖泊及湖岸湿地温室气体排放的影响因素还值得进一步研究.

3.4 河口及滨海湿地

滨海湿地主要是指陆地生态系统和海洋生态系统之间的交错过渡地带, 是海岸带“蓝碳”生态系统的主体. 我国拥有漫长的海岸线, 主要分布着红树林、盐沼及海草床等湿地类型, 湿地面积在 $1623 \sim 3850 \text{km}^2$ 左右(周晨昊等, 2016). 从区域分布上来看, 中国滨海湿地大致以杭州湾为界(李静泰等, 2022), 杭州湾以北主要湿地类型为盐沼湿地(Meng等, 2019); 杭州湾以南地区则是以基岩海岸为主, 红树林主要分布在该地区(陈小花等, 2022), 海草床则主要分布在亚热带浅海区域.

滨海湿地碳汇潜力巨大, 到2100年全球滨海湿地碳汇规模将达到 $59 \sim 100 \text{Tg C a}^{-1}$ (Bauer等, 2013; Wang F M等, 2021), 中国滨海湿地生态系统年均固碳速率为 $(23.54 \pm 1.56) \text{Tg C a}^{-1}$ (图4). 中国滨海湿地大多位于沉积型河口区域, 使滨海湿地成为河流和近海水域综合作用的区域. 河流输入及潮汐作用为滨海湿地带来了大量的有机碳来源, 这些有机碳被滨海湿地捕获并沉积在生态系统内, 加上长期的淹水环境降低了湿地有机质的分解速率, 进而提高了滨海湿地生态系统的固碳效率, 使之成为同纬度碳密度最高的生态系统类型(Alongi, 2014; Cui等, 2018; Liu H X等, 2014; Rosentreter等, 2023). 滨海湿地碳循环关键过程可概括为四个方面: (1) 滨海湿生植物通过光合作用固定大气中的 CO_2 及呼吸作用释放 CO_2 ; (2) 湿地微生物通过呼吸作用释放 CO_2 及 CH_4 ; (3) 河流输入的外源碳沉积; (4) 海水潮汐作用、孔隙水交换作用产生的碳交换过程(陈小刚等, 2022; Bogard等, 2020; He等, 2020; Ren等, 2022). 由于经常被富含硫酸盐的海水淹没, 其 CH_4 排放量可以忽略不计(Weston等, 2006). 滨海湿地固碳效率主要的调控因素有水深、温度、水体盐度以及潮汐作用等(Khan等, 2023; Liu和Lai, 2019; Luo等, 2019). 植被稀少的滨海滩涂碳循环过程主要表现为无机碳的迁移、转化, 大气 CO_2 的淋滤/吸收和碳酸盐的溶解/沉淀是主导碳循环过程的两种主要机制, 其中, 大气 CO_2 交换是控制碳循环过程的主要形式(Wang等, 2019). 土

壤盐碱度是改变CO₂吸收能力的关键指标,在蓄水海岸湿地中,盐碱化和潮汐作用可以显著减少CH₄排放,具有较高的碳汇潜力(Sanders-DeMott等, 2022). 然而,有关吸收和淋滤的非生物碳沉积过程的认识仍不全面,无机碳固存能力仍然存在很大的不确定性(Zhao等, 2020).

4 中国湿地生态系统碳汇技术途径

湿地面积的降低是导致其碳汇功能减弱的主要原因(Huang等, 2021; Lu等, 2021). 自20世纪80年代以来,湿地生态系统土地利用类型的转变导致碳储存能力的极大下降(Li等, 2021). 尤其是近20年来,虽然土壤碳密度由(25.03±3.11)kg C m⁻²增加到了(26.57±3.73)kg C m⁻²,但土壤储量却从2000年的(4.73±0.58)Pg降至2020年的(4.35±0.61)Pg(Ren等, 2023). 根据第一、二次湿地资源调查结果显示,湿地面积降低了33963km²,年均减少率为0.97%,保护和修复湿地成为当务之急(刘汉湖等, 2020). 保护和修复湿地可以减少温室气体排放(Zou等, 2022),维持湿地生态系统的碳汇功能. 根据陆地生态系统“减-增-保-封”的碳增汇思路以及湿地碳循环关键过程,对湿地碳增汇潜力技术体系进行总结. 本文主要从增强湿地植物固碳能力、降低湿地碳分解速率、提高湿地碳沉积效率三个方面来探讨湿地管理方法,分别对应三种技术途径: 植被固碳增汇技术、土壤碳减排技术和碳沉积埋藏技术(图4),并对各个技术途径在不同类型湿地的碳汇效应进行了评价(表2).

4.1 植被固碳增汇技术

湿地植被通过光合作用固定的CO₂是湿地最重要

的湿地碳汇途径,开展湿地植被的保护和修复工作是提升湿地碳汇潜力最重要的途径. 通过提高植被种植面积,优化湿地植被种植结构,同时改善湿地的水生态环境和土壤基质,可以快速增加植被固碳能力,提升湿地固碳潜力.

4.1.1 植被修复技术

不同植被的固碳速率有很大差别,通过种植高固碳效率植被可迅速提高湿地的固碳效率. 在三江平原的修复过程中遴选了高固碳效率的植被小叶章、毛果苔草和漂筏苔草,显著提高了湿地生态系统固碳效率(黎莉等, 2010); 黑河流域湿地的研究(赵锐锋等, 2013)表明,干旱区的草本植被的固碳潜力要显著高于木本植被覆盖的湿地. 种植高固碳效率植被通常可以分为两种方式,分别是播种法和幼苗栽培法. 播种法具有破坏小、人力成本低等优点,已在海草床湿地修复过程中得到了广泛的应用(Orth等, 2020); 幼苗栽培法主要是通过胚轴育苗、天然苗等方法对森林湿地进行修复,种植幼苗可快速重建原生植被种群(张明亮, 2022). 遗传育种也是提高固碳效率的重要途径,通过选育耐盐型植被是提高滨海湿地植被固碳效率的又一方式(Ismail和Horie, 2017). 其次,在恢复植被的策略选择中要注意保持物种多样性,提高群落的稳定性和抗干扰能力,稳定的群落结构有利于发挥生态系统最大的碳汇潜力(张贾宇等, 2021).

4.1.2 生境改善技术

改善植被生活环境有利于提高植物群落生长活性,进而提高植物光合作用固碳效率(Zedler, 2000). 生境改善是一个复杂、系统的治理工程,生境改善主要

表 2 湿地生态系统增汇技术对碳汇潜力影响的定性评价^{a)}

增汇技术	沼泽及泥炭湿地	河流及河岸湿地	湖泊及湖岸湿地	河口及滨海湿地
植被修复技术	***/**/***	**/**/	**/**/***	***/**/***
生境改善技术	**/**/***	**/**/***	**/**/	***/**/***
水位控制技术	***/**/***	**/**/	**/**/	**/**/
养分调控技术	**/**/	**/**/	**/**/	**/**/
内源碳沉积技术	**/**/	**/**/	***/**/	***/**/
外源碳增汇技术	**/**/	***/**/	***/**/	***/**/

a) **/**/依次代表碳汇效应、技术成熟度、环境适应度. 碳汇效应,指管理措施实施后的固碳速率; 技术成熟度,指管理措施在技术上是否成熟; 环境适应度,指管理措施是否对环境具有较高适应性. 星号数量越多代表碳汇效应、措施成熟度和环境适用性越好

可分为三个方面: 水生态修复、基底修复和植被管理. 改善湿地水生态环境是生境改善技术的首要任务. 湿地水体中的石油烃类、重金属类是限制植被生长的重要因素(韩广轩等, 2022), 可首先种植具备净化水质功能的植被(如芦苇、香蒲、水葱等)或培养微生物群落对湿地水质进行修复, 然后再进行湿地植被恢复. 太湖流域水生态治理经验表明, 只有从污染源头到湖泊出口, 依次设置多道防线, 才能有效促使太湖水环境向良性方向转化(孔繁翔等, 2006). 其次, 要加强基底修复, 清除底泥污染物, 基底修复技术主要包括生态清淤技术、基底修复与重建技术、底质改良技术等(祝惠等, 2023). 一方面, 可以为植物和微生物提供适宜的生长环境, 增强土壤微生物同化合成产物能力(梁超和朱雪峰, 2021), 进而提高湿地碳汇潜力; 另一方面, 基底修复可以降低产 CH_4 古菌的活性, 降低湿地 CH_4 生产和排放能力, 进而增加湿地碳汇能力(冯小平等, 2015). 最后, 改善湿地生境还应当加强湿地植被管理, 可通过定期刈割以充分提高植物光合作用潜力. 一方面, 定期刈割有助于降低植被间的竞争压力, 提高湿地物种多样性水平(李静鹏等, 2016; Song等, 2023); 另一方面, 通过刈割等方式碳向地下部分的分配有所增加, 有助于改善土壤功能指标, 提高湿地土壤质量和碳储存能力, 有助于提升湿地碳固存和吸收潜力(Cui等, 2022; Yan等, 2021).

4.2 土壤碳减排技术

湿地碳排放主要来源于土壤有机碳分解, 降低土壤碳排放速率是实现湿地碳增汇的重要途径. 土壤有机碳减排技术是指, 通过控制地表水深、调控湿地养分等技术对土壤酸碱度、氧化还原性质、微生物活性加以管理, 以降低土壤有机碳分解速率为目标的技术统称.

4.2.1 水位控制技术

湿地的厌氧环境为碳封存提供了长期适宜环境, 但也为甲烷等温室气体提供了生产条件, 降低了湿地碳汇潜力(顾航等, 2018). 全球湿地正在遭受着来自农业、牧业排水压力, 例如, 排水活动引起泥炭地水位剧烈下降, 导致厌氧环境下上万年才积累生成的泥炭直接暴露在大气中而被快速氧化分解, 泥炭地排放的温室气体约为所有人类活动的3%左右(Leifeld和Meni-

chetti, 2018). 此外, 排水还引发泥炭地的大规模塌陷, 显著改变地表形态破坏土壤结构, 为恢复其生态带来极大难度, 重新湿润湿地有助于遏制这一趋势(Ma L等, 2022). 在厌氧环境下, 如何平衡 CO_2 吸收和 CH_4 排放以最大限度增加碳汇能力是水位控制技术的关键(Evans等, 2021). 但受限于湿地类型及气候条件的不同, 针对水深对 CH_4 排放机制仍然未形成一致的认识. Calabrese整合了全球多个湿地甲烷排放实测数据, 结果表明 CH_4 的排放量随着水深的增加呈现先增加后减小的变化趋势, 在地表水深为50cm时, CH_4 的排放量达到最大(Calabrese等, 2021). 也有研究表明, 滨海湿地适当恢复水文连通性有助于减小 CO_2 排放(Yang等, 2020). 不同湿地状态对地表水深敏感性有较大差别, 在湿地管理过程中还应当加强对温室气体排放的监测, 适时调整湿地水深, 以达到最小化土壤碳排放的目标.

4.2.2 养分调控技术

微生物通常需要在特定的土壤或水体环境条件下对有机碳进行分解, 因而, 可以通过调控土壤微环境以降低微生物活性, 以达到降低土壤有机碳分解速率的目的(Luo等, 2019). 多项研究表明, 湿地甲烷生产、排放与离子种类和含量息息相关, 其中, 二价铁离子是甲烷生产及转化的重要原料(Ernst等, 2022). 内陆湿地生态系统中产甲烷菌数量与硫酸盐、硝酸盐、金属还原相关微生物呈现负相关(顾航等, 2018; Laanbroek, 2010). 滨海湿地甲烷排放量显著低于内陆湿地的主要原因在于具有较高的硫酸根浓度(Hu等, 2019), 这是因为硫酸盐还原菌与产甲烷菌的竞争会抑制 CH_4 的产生(Olsson等, 2015; Vizza等, 2017). Kim等(2015)的研究表明, 在湿地中添加硝酸盐会显著降低 CH_4 的排放量, 但高含量的硝酸盐输入易造成水体富营养化, 恶化湿地生态环境(Cheng等, 2020). 此外, 高盐分含量水体中含有更多的电子受体, 这也会进一步降低甲烷排放(Wen Y L等, 2019), 因而, 提高水体含盐量也是降低 CH_4 排放的一种重要途径. 产甲烷古菌在中性偏碱性环境具有较高的活性, 调节水体pH值可在一定程度上降低 CH_4 生产速率(Kotsyurbenko等, 2007). 综上, 在湿地管理过程中人为添加硫酸盐、硝酸盐可显著降低甲烷的排放量, 但其对湿地环境效应的影响仍有待进一步研究.

4.3 碳沉积埋藏技术

湿地碳埋藏沉积技术主要是指, 通过控制湿地水文过程将生态系统碳沉积在湿地内技术的总称. 湿地生态系统碳固存主要来源于外源碳输入和内源碳生成, 快速高效地固定两种来源碳是提升碳汇潜力的一个重要途径.

4.3.1 外源碳增汇技术

湿地中的外源碳往往是随着水的输入而进入湿地中的, 加强外源碳管理可有效提升湿地的碳汇潜力(Howe等, 2009). 内陆湿地外源碳输入来源主要有洪水、河流以及坡面径流等. 洪水是洪泛湿地最重要外源碳来源, 这是因为洪水中常携带着大量的泥沙、生物体及有机碳, 洪水进入湿地过程往往也是湿地碳素输入的过程. 此外也有研究表明, 洪水过程提高了湿地苔草群落和芦苇群落凋落物输入量, 延长洪水期可以增加湿地固碳能力(Zhu等, 2021; Zhu等, 2022). 因此, 在进行洪水管理时, 可适当恢复一些被中断的洪水过程, 优化泄洪过程和泄洪区域, 以提升湿地碳汇潜力. 河流输入是内陆湿地重要的水分补给来源, 河流输入过程也为湿地带来了大量的泥沙、有机碎屑等, 在湿地内形成碳累积(Hilton和West, 2020). 坡面径流是湖泊、河流重要的水分补给来源, 径流过程中常裹挟着大量土壤有机质及植物残体, 是河流、湖泊湿地重要的有机碳来源(Battin等, 2023). 因此, 增加湿地间的水文连通性, 恢复河流入湖、入沼途径, 并降低水利工程对河流汇入湿地过程的干扰, 是增加湿地外源碳输入最直接有效的方法(Maavara等, 2017). 河口输沙是滨海湿地主要外源碳来源, 通过重新引入河流水沙或提高河口的泥沙输入量, 可提升河口三角洲的固沙能力, 并维持蓝碳生境健康(Giosan等, 2014).

4.3.2 内源碳沉积技术

水体也是湿地重要的碳库, 通过改善湿地水文状况可以提高湿地的碳沉积速率. 在河流底部修建挡水建筑物可降低河流底部水体流速, 增加泥沙沉积概率, 进而增加湿地碳沉积速率. 在滨海湿地可以通过修建沙岛、阶地等措施降低河流水沙扩散速度, 可促进蓝碳生境的纵向堆积和横向延伸, 扩展其向陆或向海的生存空间, 提高泥沙固存效率(Xu等, 2019). 潮汐作用

有助于促进海-陆之间的碳交换, 增加碳埋藏效率(Xu等, 2019). 此外, 湿地沉积物中的自养微生物对二氧化碳的同化作用对提升湿地碳汇潜力具有实质性意义(Wang X Y等, 2021; Ma S C等, 2022). 微生物通过“体内周转”和“体外修饰”过程调控土壤有机碳的化学组成, 通过“激发效应”和“续埋效应”调控土壤稳定有机碳的储量动态(梁超和朱雪峰, 2021), 自养型固碳细菌通常在净水环境和植物丰盛的环境下可以获得更好的生长(Fang等, 2023; Liao等, 2023). 例如, 在湿地土壤中添加有机碳、菌剂(如丛枝菌根真菌)等, 可以活化土壤微生物, 提高湿地生态系统固碳效率(Field等, 2019; Lehmann等, 2021). 但目前有关微生物固碳的机制尚未明确, 还需要进一步的研究.

湿地修复的技术途径从不同的方面有利于促进湿地碳汇增加, 但目前不同技术所产生的碳汇效应、技术成熟度和环境适应性还有所不同(表2). 植被恢复技术、生境改善技术和水位控制技术由于其明确的碳汇效应而成为广泛应用的湿地保护和修复措施, 而养分调控技术、内源碳沉积技术和外源碳增汇技术的碳汇效应仍有待进一步研究.

5 中国湿地生态系统碳汇潜力分析

5.1 中国湿地生态系统碳汇现状

湿地生态系统既是温室气体的排放源也是吸收汇, 湿地碳源汇功能主要取决于两者之间的平衡(Kayranli等, 2010). 湿地虽然被广泛认为是重要的碳汇区, 但由于监测数据的限制, 目前仍然缺乏对湿地碳收支的综合评估. 但在全球变化背景下, 亟须确定湿地在碳汇中的重要作用. 尽管湿地生态系统碳汇评估存在很大的不确定性, 仍有学者根据现有数据评估了中国湿地的碳汇潜力, 就目前研究来看, 我国湿地总体是净碳汇(Xiao等, 2019). 研究表明, 中国湿地净生态系统生产力为 $98.95 \sim 120.23 \text{ Tg C a}^{-1}$ (Xiao等, 2019; Li等, 2023), 平均碳汇强度为 $2.23 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 显著高于全球平均碳汇强度 $1.79 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 略高于处于相似地理位置的美国 $2.15 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. 此外, 全球湿地生态系统有关碳汇评估的数据显示(表3), 滨海湿地的碳汇潜力要显著高于内陆湿地, 通过保护和修复滨海湿地碳汇功能可以显著提升国家湿地碳汇潜力(韩广轩等, 2022; Lu等, 2017; Taillardat等, 2020).

表 3 湿地生态系统碳汇潜力比较

湿地类型	碳汇强度 (Mg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	数据范围	来源
湿地	1.18±0.21	全球	Mitsch等, 2013
	1.37±0.58	全球	Gilmanov等, 2010
	0.57±0.15	全球	Li等, 2023
	2.23±0.21	中国	Xiao等, 2019
滨海湿地	1.26±0.15	全球	Duarte等, 2005
	2.79±1.19	全球	Lu等, 2017
	1.88±0.56	全球	Li等, 2023
	4.06±0.27	中国	Xiao等, 2019
内陆湿地	0.87±0.22	全球	Lu等, 2017
	0.57±0.15	全球	Li等, 2023
	1.40±0.15	中国	Xiao等, 2019

5.2 中国湿地生态系统碳汇潜力评估

中国湿地分布具有显著的区域特点, 可按照湿地的分布特点制订相应的湿地保护和修复策略. 表4按照中国湿地的分布特点, 针对性的提出了各个区域的湿地保护和修复策略. 通过对湿地进行恢复和保护进而提升其碳汇潜力主要体现在两个方面: 一方面, 通过制订完备的湿地保护法规和规划逐步扩大湿地面积, 恢复湿地生态系统功能; 另一方面, 通过多种途径提升湿地固碳能力, 降低碳排放速率, 以达到湿地生态系统碳汇倍增的目标. 从湿地面积角度看, 根据全国湿地保护规划, 全国计划在2003~2030年间修复14040km²的湿地, 目前已经修复了5580km²的湿地, 未来还需要修复8460km²的湿地(国家林草局, 2022). 假设湿地保护前地表水深为0m, 保护后的湿地平均地表水深在0.5~1.0m时, 中国湿地生态系统碳汇能力将达到将增加2.14~8.79Tg C a⁻¹(估算方法参考文献(Li等, 2023)). 根据红树林修复计划, 到2025年营造红树林

90.50km², 并修复现有红树林97.50km². 根据Wang的研究结论(Wang F M等, 2021), 中国红树林湿地固碳速率为19.4Gg C ha⁻¹ a⁻¹, 按照当下的规划未来红树林碳汇将增加36.48Gg C a⁻¹. 综上, 从湿地修复面积上来看, 未来湿地生态系统碳汇还将增加2.18~8.83Tg C a⁻¹. 从湿地碳汇提升角度看, 通过修复湿地以提升碳汇潜力的研究仍较为匮乏, 碳汇潜力提升主要取决于湿地修复设计、湿地年龄及干扰程度等(Valach等, 2021; Villa和Bernal, 2018). Yang通过研究鸛鹴洲恢复湿地与奉贤自然湿地碳汇的结果表明(Yang等, 2020), 与附近区域的自然湿地对比, 修复后的鸛鹴洲湿地碳吸收速率由(1.38±1.02)kg C m⁻² a⁻¹增加到了(3.07±1.19)kg C m⁻² a⁻¹, 修复后的湿地碳汇潜力提升了1.23倍. 按照湿地修复成功率50%计算(Bayraktarov等, 2016), 未来湿地碳汇还将增加2.43~9.85 Tg C a⁻¹.

由于湿地在固碳和生态服务功能方面的诸多益处, 越来越多的决策者将恢复湿地视为缓解气候变化的有力工具. 然而, 与其他生态系统相比, 湿地修复往往成功率较低且造价高昂(de Groot等, 2013; Bayraktarov等, 2016). 一方面, 湿地生态系统碳汇功能是湿地内部各种生物综合作用的结果, 在进行湿地保护和修复过程中需要综合考虑工程措施对碳循环和湿地环境的扰动, 综合评估湿地温室气体碳收支情况; 因而, 湿地保护和修复还应加强湿地温室气体的观测研究, 量化湿地植被恢复、水文连通、生境改善以及管理措施对碳汇增加的潜力. 另一方面, 湿地恢复和保护是一个系统工程, 需要统筹协调各种相关的自然资源, 并综合考虑经济成本和修复时机(Temmink等, 2022). 未来, 在进行湿地管理过程中不仅要着重提升湿地保护率, 更要注重增强湿地碳汇功能, 因地制宜制订湿地管理策略, 充分挖掘湿地碳汇潜力, 才能发挥湿地在缓解全球气候变化中的重要作用.

表 4 不同湿地区碳汇技术途径

湿地区域	碳汇技术途径
东北沼泽湿地区	植被恢复、生境管理、水位控制
青藏高原及干旱湖区	水质管理、养分调控
青藏高原高寒草甸湿地区	生境管理、水位控制
长江中下游湖泊、河流湿地区	增强水文连通性、植被恢复、水质管理、洪水管理
北方滨海湿地区	水质管理、水位控制、养分调控
南方滨海湿地区	植被恢复、水质管理、水位控制、养分调控

6 结语

中国湿地生态系统净初级生产力高于全球湿地平均水平, 碳汇潜力非常可观. 通过加强湿地生态系统修复和保护, 巩固和提升湿地生态系统碳汇功能(何念鹏等, 2011), 是实现碳汇倍增行之有效的技术途径(于贵瑞等, 2022b). 本文在概括性梳理中国湿地生态系统碳循环关键过程的基础上, 系统总结了湿地生态系统碳汇提升途径, 并根据中国湿地的区域特点提出了具体的碳汇提升方案, 对巩固提升湿地生态系统碳汇潜力具有一定的指导作用. 然而, 湿地保护和修复如何显著提升碳汇能力仍然存在着一些技术难点, 如湿地水位如何调控湿地碳汇潜力, 潮汐对滨海湿地碳固存的作用, 筛选、培育高固碳效率湿地植物品种, 不同类型湿地最佳植被配置方案等, 仍需进一步研究. 只有充分认识了这些关键问题, 未来才能充分发挥湿地生态系统碳汇功能.

参考文献

- 陈小刚, 李凌, 杜金洲. 2022. 红树林和盐沼湿地间隙水交换过程及其碳汇潜力. 地球科学进展, 37: 881–898
- 陈小华, 陈宗铸, 雷金睿, 吴庭天, 李苑菱. 2022. 清澜港红树林湿地典型群落类型沉积物活性有机碳组分分布特征. 生态学报, 42: 4572–4581
- 单森, 齐远志, 罗春乐, 付文静, 薛跃君, 王旭晨. 2020. 中国主要河流输送陆源碳的同位素特征及影响因素. 地球科学进展, 35: 948–961
- 段巍岩, 黄昌. 2021. 河流湖泊碳循环研究进展. 中国环境科学, 41: 3791–3807
- 冯小平, 王义东, 王博祺, 王中良. 2015. 盐分对湿地甲烷排放影响的研究进展. 生态学杂志, 34: 237–246
- 傅伯杰, 吕楠, 吕一河. 2022. 加强生态系统管理助力碳中和目标实现. 中国科学院院刊, 37: 1529–1533
- 高扬, 于贵瑞. 2020. 区域C-N-H₂O耦合循环过程及其驱动机制. 中国科学: 地球科学, 50: 1195–1205
- 高扬, 王朔月, 陆瑶, 刘建宝, 吕斯丹, 孙昆, 贾珺杰, 李兆喜, 于贵瑞. 2022. 区域陆-水-气碳收支与碳平衡关键过程对地球系统碳中和的意义. 中国科学: 地球科学, 52: 832–841
- 宫鹏, 牛振国, 程晓, 赵魁义, 周德民, 魏建宏, 梁璐, 王晓风, 李丹丹, 黄华兵, 王毅, 王坤, 李文宁, 王显威, 应清, 杨镇钟, 叶玉芳, 李展, 庄大方, 迟耀斌, 周会珍, 闫军. 2010. 中国1990和2000基准年湿地变化遥感. 中国科学: 地球科学, 53: 1036–1042
- 顾航, 肖凡书, 贺志理, 颜庆云. 2018. 湿地微生物介导的甲烷排放机

- 制. 微生物学报, 58: 618–632
- 国家林草局. 2022. 全国湿地保护规划(2022—2030年)
- 韩广轩, 宋维民, 李远, 肖雷雷, 赵明亮, 初小静, 谢宝华. 2022. 海岸带蓝碳增汇: 理念、技术与未来建议. 中国科学院院刊, 3: 492–503
- 何念鹏, 王秋风, 刘颖慧, 任伟, 于贵瑞. 2011. 区域尺度陆地生态系统碳增汇途径及其可行性分析. 地理科学进展, 30: 788–794
- 孔繁翔, 胡维平, 范成新, 王苏民, 薛滨, 高峻峰, 谷孝鸿, 李恒鹏, 黄文钰, 陈开宁. 2006. 太湖流域水污染控制与生态修复的研究与战略思考. 湖泊科学, 18: 193–198
- 黎莉, 冯树丹, 王建波, 倪红伟, 付晓玲, 杨丽影, 徐明华. 2010. 三江平原12种湿地植物光合特性与叶功能性状的关系研究. 湿地科学, 8: 225–232
- 李静鹏, 郑志荣, 赵念席, 高玉葆. 2016. 刈割、围封、放牧三种利用方式下草原生态系统的多功能性与植物物种多样性之间的关系. 植物生态学报, 40: 735–747
- 李静泰, 闫丹丹, 么秀颖, 谢思炎. 2022. 中国滨海湿地碳储量估算. 土壤学报, 3: 800–814
- 梁超, 朱雪峰. 2021. 土壤微生物碳泵储碳机制概论. 中国科学: 地球科学, 51: 680–695
- 刘汉湖, 刘奕, 宋景辉, 张双圣, 程涵宇. 2020. 中国湿地公园空间分布及其影响因素研究. 湿地科学与管理, 16: 63–68
- 孟伟庆, 吴婉蕾, 王中良. 2011. 湿地生态系统碳汇与碳源过程的控制因子和临界条件. 生态环境学报, 20: 1359–1366
- 牛振国, 宫鹏, 程晓, 魏建宏, 王琳, 黄华兵, 沈少青, 吴昀昭, 王晓风, 王显威, 应清, 梁璐, 张丽娜, 王雷, 姚谦, 杨镇钟, 郭子祺, 戴永久. 2009. 中国湿地初步遥感制图及相关地理特征分析. 中国科学D辑: 地球科学, 52: 723–738
- 牛振国, 张海英, 王显威, 姚文博, 周德民, 赵魁义, 赵惠, 李娜娜, 黄华兵, 李丛丛, 杨军, 柳彩霞, 刘爽, 王琳, 李展, 杨镇钟, 乔飞, 郑姚闽, 陈炎磊, 盛永伟, 高小红, 朱卫红, 王文卿, 王红, 翁永玲, 庄大方, 刘纪远, 罗志才, 程晓, 郭子琪, 宫鹏. 2012. 1978–2008年中国湿地类型变化. 科学通报, 57: 1400–1411
- 彭书时, 席毅. 2022. 湿地面积时空变化特征及其生态效应. 中国科学基金, 36: 383–390
- 汪进, 曲远馨, 金章东. 2021. 中国主要河流的颗粒有机碳来源及通量. 第四纪研究, 41: 1115–1127
- 王冬雪, 高永恒, 安小娟, 王瑞, 谢青琰. 2016. 青藏高原高寒湿地温室气体释放对水位变化的响应. 草业学报, 25: 27–35
- 王利伟, 孔凡晶, 郑绵平, 王登红. 2019. 我国泥炭资源开发利用现状及建议. 矿产保护与利用, 39: 142–147
- 武海涛, 李媛辉, 王瑞卿, 张明祥. 2022. 从《中华人民共和国湿地保护法》解析湿地定义与分类. 湿地科学, 20: 404–412
- 殷书柏, 李冰, 沈方. 2014. 湿地定义研究进展. 湿地科学, 12: 504–514
- 于贵瑞, 郝天象, 朱剑兴. 2022a. 中国碳达峰、碳中和和行动方略之探

- 讨. 中国科学院院刊, 37: 423–434
- 于贵瑞, 朱剑兴, 徐丽, 何念鹏. 2022b. 中国生态系统碳汇功能提升的技术途径: 基于自然解决方案. 中国科学院院刊, 37: 490–501
- 张贾宇, 余婷, 鄂晓伟, 唐罗忠, 田野. 2021. 杨树人工林幼林阶段林下植被管理对土壤微生物生物量碳、氮酶活性的影响. 生态学报, 41: 9898–9909
- 张明亮. 2022. 滨海盐沼湿地退化机制及生态修复技术研究进展. 大连海洋大学学报, 37: 539–549
- 赵锐锋, 张丽华, 赵海莉, 姜明辉, 汪建珍. 2013. 黑河中游湿地土壤有机碳分布特征及其影响因素. 地理科学, 33: 363–370
- 周晨昊, 毛覃瑜, 徐晓, 方长明, 骆永明, 李博. 2016. 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析. 中国科学: 生命科学, 46: 475–486
- 朱先进, 于贵瑞, 高艳妮, 王秋凤. 2012. 中国河流入海颗粒态碳通量及其变化特征. 地理科学进展, 31: 118–122
- 祝惠, 武海涛, 邢晓旭, 谢天, 宋长春, 王国栋, 姜明. 2023. 中国湿地保护修复成效及发展策略. 中国科学院院刊, 38: 365–375
- Alongi D M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annu Rev Mar Sci*, 6: 195–219
- Amora-Nogueira L, Sanders C J, Enrich-Prast A, Sanders L S M, Abuchacra R C, Moreira-Turcq P F, Cordeiro R C, Gauci V, Moreira L S, Machado-Silva F, Libonati R, Fonseca T, Francisco C N, Marotta H. 2022. Tropical forests as drivers of lake carbon burial. *Nat Commun*, 13: 4051
- Anderson N J, Heathcote A J, Engstrom D R. 2020. Anthropogenic alteration of nutrient supply increases the global freshwater carbon sink. *Sci Adv*, 6: w2145
- Bao T, Jia G S, Xu X Y. 2023. Weakening greenhouse gas sink of pristine wetlands under warming. *Nat Clim Chang*, 13: 462–469
- Battin T J, Lauerwald R, Bernhardt E S, Bertuzzo E, Gener L G, Hall R O, Hotchkiss E R, Maavara T, Pavelsky T M, Ran L, Raymond P, Rosentreter J A, Regnier P. 2023. River ecosystem metabolism and carbon biogeochemistry in a changing world. *Nature*, 613: 449–459
- Battin T J, Luyssaert S, Kaplan L A, Aufdenkampe A K, Richter A, Tranvik L J. 2009. The boundless carbon cycle. *Nat Geosci*, 2: 598–600
- Bauer J E, Cai W J, Raymond P A, Bianchi T S, Hopkinson C S, Regnier P A G. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504: 61–70
- Bayraktarov E, Saunders M I, Abdullah S, Mills M, Behr J, Possingham H P, Mumby P J, Lovelock C E. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecol Appl*, 26: 1055–1074
- Bloom A A, Palmer P I, Fraser A, Reay D S, Frankenberg C. 2010. Large-scale controls of methanogenesis inferred from methane and gravity spaceborne data. *Science*, 327: 322–325
- Bogard M J, Bergamaschi B A, Butman D E, Anderson F, Knox S H, Windham-Myers L. 2020. Hydrologic export is a major component of coastal wetland carbon budgets. *Glob Biogeochem Cycle*, 34: e2019GB6430G
- Bragg O M. 2002. Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. *Sci Total Environ*, 294: 111–129
- Bridgman S D, Cadillo-Quiroz H, Keller J K, Zhuang Q. 2013. Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Glob Change Biol*, 19: 1325–1346
- Bu X Y, Dong S C, Mi W B, Li F J. 2019. Spatial-temporal change of carbon storage and sink of wetland ecosystem in arid regions, Ningxia Plain. *Atmos Environ*, 204: 89–101
- Calabrese S, Garcia A, Wilmoth J L, Zhang X, Porporato A. 2021. Critical inundation level for methane emissions from wetlands. *Environ Res Lett*, 16: 044038
- Carlson K M, Goodman L K, May-Tobin C C. 2015. Modeling relationships between water table depth and peat soil carbon loss in Southeast Asian plantations. *Environ Res Lett*, 10: 074006
- Charman D J, Beilman D W, Blaauw M, Booth R K, Brewer S, Chambers F M, Christen J A, Gallego-Sala A, Harrison S P, Hughes P D M, Jackson S T, Korhola A, Mauquoy D, Mitchell F J G, Prentice I C, van der Linden M, De Vleeschouwer F, Yu Z C, Alm J, Bauer I E, Corish Y M C, Garneau M, Hohl V, Huang Y, Karofeld E, Le Roux G, Loisel J, Moschen R, Nichols J E, Nieminen T M, MacDonald G M, Phadtare N R, Rausch N, Sillasoo Ü, Swindles G T, Tuittila E S, Ukonmaanaho L, Väiranta M, van Bellen S, van Geel B, Vitt D H, Zhao Y. 2013. Climate-related changes in peatland carbon accumulation during the last millennium. *Biogeosciences*, 10: 929–944
- Chen H Y, Xu X, Fang C M, Li B, Nie M. 2021. Differences in the temperature dependence of wetland CO₂ and CH₄ emissions vary with water table depth. *Nat Clim Chang*, 11: 766–771
- Chen H, Yu Z C, Wu N, Wang Y F, Liu X W. 2023. “C-wetland”: A new paradigm to enhance conservation of carbon-rich wetlands. *Innovation*, 4: 100403
- Chen K W, Chen X Y, Stegen J C, Villa J A, Bohrer G, Song X H, Chang K Y, Kaufman M, Liang X Y, Guo Z L, Roden E E, Zheng C M. 2023. Vertical hydrologic exchange flows control methane emissions from riverbed sediments. *Environ Sci Technol*, 57: 4014–4026
- Cheng F Y, Van Meter K J, Byrnes D K, Basu N B. 2020. Maximizing US nitrate removal through wetland protection and restoration. *Nature*, 588: 625–630
- Cobb A R, Hoyt A M, Gandois L, Eri J, Dommain R, Abu Salim K, Kai F M, Haji Su'ut N S, Harvey C F. 2017. How temporal patterns in rainfall determine the geomorphology and carbon fluxes of tropical

- peatlands. *Proc Natl Acad Sci USA*, 114: E5187–E5196
- Cole J J, Caraco N F, Kling G W, Kratz T K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265: 1568–1570
- Cole J J, Prairie Y T, Caraco N F, McDowell W H, Tranvik L J, Striegl R G, Duarte C M, Kortelainen P, Downing J A, Middelburg J J, Melack J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10: 172–185
- Creed I F, Lane C R, Serran J N, Alexander L C, Basu N B, Calhoun A J K, Christensen J R, Cohen M J, Craft C, D'Amico E, Dekeyser E, Fowler L, Golden H E, Jawitz J W, Kalla P, Kirkman L K, Lang M, Leibowitz S G, Lewis D B, Marton J, McLaughlin D L, Raanan-Kiperwas H, Rains M C, Rains K C, Smith L. 2017. Enhancing protection for vulnerable waters. *Nat Geosci*, 10: 809–815
- Cui Q, Yang H J, Wang G M, Ma J Z, Feng L, Liu J T. 2022. Response of soil carbon fractions and enzyme activities to mowing management on in a coastal wetland of the Yellow River Delta. *Front Mar Sci*, 9: 993181
- Cui X W, Liang J, Lu W Z, Chen H, Liu F, Lin G X, Xu F H, Luo Y Q, Lin G H. 2018. Stronger ecosystem carbon sequestration potential of mangrove wetlands with respect to terrestrial forests in subtropical China. *Agric For Meteorol*, 249: 71–80
- de Groot R S, Blignaut J, van der Ploeg S, Aronson J, Elmqvist T, Farley J. 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conserv Biol*, 27: 1286–1293
- Duarte C M, Middelburg J J, Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2: 1–8
- Ernst L, Steinfeld B, Barayeu U, Klitzsch T, Kurth M, Grimm D, Dick T P, Rebelein J G, Bischofs I B, Keppler F. 2022. Methane formation driven by reactive oxygen species across all living organisms. *Nature*, 603: 482–487
- Evans C D, Peacock M, Baird A J, Artz R R E, Burden A, Callaghan N, Chapman P J, Cooper H M, Coyle M, Craig E, Cumming A, Dixon S, Gauci V, Grayson R P, Helfter C, Heppell C M, Holden J, Jones D L, Kaduk J, Levy P, Matthews R, McNamara N P, Misselbrook T, Oakley S, Page S E, Rayment M, Ridley L M, Stanley K M, Williamson J L, Worrall F, Morrison R. 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593: 548–552
- Fan Y, Miguez-Macho G. 2011. A simple hydrologic framework for simulating wetlands in climate and earth system models. *Clim Dyn*, 37: 253–278
- Fang J H, Tao Y L, Liu J, Lyu T S, Yang X F, Ma S C, Dong J Y, Dou H S, Zhang H H. 2023. Effects of emergent plants on soil carbon-fixation and denitrification processes in freshwater and brackish wetlands in a watershed in northern China. *Geoderma*, 430: 116311
- Field K J, Bidartondo M I, Rimington W R, Hoysted G A, Beerling D J, Cameron D D, Duckett J G, Leake J R, Pressel S. 2019. Functional complementarity of ancient plant-fungal mutualisms: Contrasting nitrogen, phosphorus and carbon exchanges between mucoromycotina and glomeromycotina fungal symbionts of liverworts. *New Phytol*, 223: 908–921
- Gao Y, Jia J J, Lu Y, Yang T T, Lyu S D, Shi K, Zhou F, Yu G Y. 2021. Determining dominating control mechanisms of inland water carbon cycling processes and associated gross primary productivity on regional and global scales. *Earth-Sci Rev*, 213: 103497
- Gao Y, Jia J J, Lu Y, Sun K, Wang J, Wang S Y. 2022. Carbon transportation, transformation, and sedimentation processes at the land-river-estuary continuum. *Fundamental Res*, doi: 10.1016/j.fmre.2022.07.007
- Gilmanov T G, Aires L, Barcza Z, Baron V S, Beilelli L, Beringer J, Billesbach D, Bonal D, Bradford J, Ceschia E, Cook D, Corradi C, Frank A, Gianelle D, Gimeno C, Gruenwald T, Guo H, Hanan N, Haszpra L, Heilman J, Jacobs A, Jones M B, Johnson D A, Kiely G, Li S, Magliulo V, Moors E, Nagy Z, Nasyrov M, Owensby C, Pinter K, Pio C, Reichstein M, Sanz M J, Scott R, Soussana J F, Stoy P C, Svejcar T, Tuba Z, Zhou G. 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecol Manage*, 63: 16–39
- Giosan L, Syvitski J, Constantinescu S, Day J. 2014. Climate change: Protect the world's deltas. *Nature*, 516: 31–33
- Gui Z F, Xue B, Yao S C, Wei W J, Yi S. 2013. Organic carbon burial in lake sediments in the middle and lower reaches of the Yangtze River Basin, China. *Hydrobiologia*, 710: 143–156
- Hansen A T, Dolph C L, Foufoula-Georgiou E, Finlay J C. 2018. Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. *Nat Geosci*, 11: 127–132
- Hanson P C, Pollard A I, Bade D L, Predick K, Carpenter S R, Foley J A. 2004. A model of carbon evasion and sedimentation in temperate lakes. *Glob Change Biol*, 10: 1285–1298
- He Q, Li H R, Xu C L, Sun Q Y, Bertness M D, Fang C M, Li B, Silliman B R. 2020. Consumer regulation of the carbon cycle in coastal wetland ecosystems. *Phil Trans R Soc B*, 375: 20190451
- Hilton R G, West A J. 2020. Mountains, erosion and the carbon cycle. *Nat Rev Earth Environ*, 1: 284–299
- Howe A J, Rodríguez J F, Saco P M. 2009. Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter Estuary, Southeast Australia. *Estuar Coast Shelf Sci*, 84: 75–83
- Hu M J, Peñuelas J, Sardans J, Huang J F, Li D D, Tong C. 2019.

- Effects of nitrogen loading on emission of carbon gases from estuarine tidal marshes with varying salinity. *Sci Total Environ*, 667: 648–657
- Huang Y Y, Ciais P, Luo Y Q, Zhu D, Wang Y P, Qiu C J, Goll D S, Guenet B, Makowski D, De Graaf I, Leifeld J, Kwon M J, Hu J, Qu L Y. 2021. Tradeoff of CO₂ and CH₄ emissions from global peatlands under water-table drawdown. *Nat Clim Chang*, 11: 618–622
- Ismail A M, Horie T. 2017. Genomics, physiology, and molecular breeding approaches for improving salt tolerance. *Annu Rev Plant Biol*, 68: 405–434
- Jia J J, Gao Y, Zhou F, Shi K, Johnes P J, Dungait J A J, Ma M Z, Lu Y. 2020. Identifying the main drivers of change of phytoplankton community structure and gross primary productivity in a river-lake system. *J Hydrol*, 583: 124633
- Kayranli B, Scholz M, Mustafa A, Hedmark Å. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: A critical review. *Wetlands*, 30: 111–124
- Khan M A, Kumar S, Roy R, Prakash S, Lotlikar A A, Baliarsingh S K. 2023. Effects of tidal cycle on greenhouse gases emissions from a tropical estuary. *Mar Pollut Bull*, 189: 114733
- Kim S Y, Veraart A J, Meima-Franke M, Bodelier P L E. 2015. Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH₄ production and denitrification in wetland sediments. *Geoderma*, 259–260: 354–361
- Kotsyurbenko O R, Friedrich M W, Simankova M V, Nozhevnikova A N, Golyshin P N, Timmis K N, Conrad R. 2007. Shift from acetoclastic to H₂-dependent methanogenesis in a west siberian peat bog at low pH values and isolation of an acidophilic methanobacterium strain. *Appl Environ Microbiol*, 73: 2344–2348
- Laanbroek H J. 2010. Methane emission from natural wetlands: Interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. *Ann Bot*, 105: 141–153
- Lal R. 2008. Carbon sequestration. *Phil Trans R Soc B*, 36: 3815–3830
- Lan J H, Xu H, Liu B, Sheng E G, Zhao J T, Yu K K. 2015. A large carbon pool in lake sediments over the arid/semiarid region, NW China. *Chin J Geochem*, 34: 289–298
- Lehmann J, Cowie A, Masiello C A, Kammann C, Woolf D, Amonette J E, Cayuela M L, Camps-Arbestain M, Whitman T. 2021. Biochar in climate change mitigation. *Nat Geosci*, 14: 883–892
- Lehner B, Döll P. 2004. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *J Hydrol*, 296: 1–22
- Leifeld J, Menichetti L. 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nat Commun*, 9: 1071
- Li H L, Li T T, Sun W J, Zhang W, Zhang Q, Yu L J, Qin Z C, Guo B, Liu J, Zha X C. 2021. Degradation of wetlands on the Qinghai-Tibetan Plateau causing a loss in soil organic carbon in 1966–2016. *Plant Soil*, 467: 253–265
- Li J Q, Jiang M K, Pei J M, Fang C M, Li B, Nie M. 2023. Convergence of carbon sink magnitude and water table depth in global wetlands. *Ecol Lett*, 26: 797–804
- Li M X, Peng C H, Wang M, Xue W, Zhang K R, Wang K F, Shi G H, Zhu Q A. 2017. The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. *Ecol Indic*, 80: 40–51
- Li T T, Canadell J G, Yang X Q, Zhai P M, Chao Q C, Lu Y Y, Huang D Q, Sun W J, Qin Z C. 2022. Methane emissions from wetlands in China and their climate feedbacks in the 21st century. *Environ Sci Technol*, 56: 12024–12035
- Li W H, Siddique M S, Liu M J, Graham N, Yu W Z. 2022. The migration and microbiological degradation of dissolved organic matter in riparian soils. *Water Res*, 224: 119080
- Liao Q H, Lu C, Yuan F, Fan Q Y, Chen H Y, Yang L, Qiu P H, Feng Z Y, Wang C L, Zou X Q. 2023. Soil carbon-fixing bacterial communities respond to plant community change in coastal salt marsh wetlands. *Appl Soil Ecol*, 189: 104918
- Liu H X, Ren H, Hui D F, Wang W Q, Liao B W, Cao Q X. 2014. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *J Environ Manage*, 133: 86–93
- Liu J G, Lai D Y F. 2019. Subtropical mangrove wetland is a stronger carbon dioxide sink in the dry than wet seasons. *Agric For Meteorol*, 278: 107644
- Liu J R, Song X F, Wang Z M, Yang L H, Sun Z Y, Wang W J. 2015. Variations of carbon transport in the Yellow River, China. *Hydrol Res*, 46: 746–762
- Liu J Y, Kuang W H, Zhang Z X, Xu X L, Qin Y W, Ning J, Zhou W C, Zhang S W, Li R D, Yan C Z, Wu S X, Shi X Z, Jiang N, Yu D S, Pan X Z, Chi W F. 2014. Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s. *J Geogr Sci*, 24: 195–210
- Loisel J, Gallego-Sala A V, Amesbury M J, Magnan G, Anshari G, Beilman D W, Benavides J C, Blewett J, Camill P, Charman D J, Chawchai S, Hedgpeth A, Kleinen T, Korhola A, Large D, Mansilla C A, Müller J, van Bellen S, West J B, Yu Z, Bubier J L, Garneau M, Moore T, Sannel A B K, Page S, Väliranta M, Bechtold M, Brovkin V, Cole L E S, Chanton J P, Christensen T R, Davies M A, De Vleeschouwer F, Finkelstein S A, Frolking S, Gałka M, Gandois L, Girkin N, Harris L I, Heinemeyer A, Hoyt A M, Jones M C, Joos F, Juutinen S, Kaiser K, Lacourse T, Lamentowicz M, Larmola T, Leifeld J, Lohila A, Milner A M, Minkinen K, Moss P, Naafs B D A, Nichols J, O'Donnell J, Payne R, Philben M, Piilo S, Quillet A, Ratnayake A S, Roland T P, Sjögersten S, Sonnentag O, Swindles G

- T, Swinnen W, Talbot J, Treat C, Valach A C, Wu J. 2021. Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nat Clim Chang*, 11: 70–77
- Lovelock C E, Adame M F, Bradley J, Dittmann S, Hagger V, Hickey S M, Hutley L B, Jones A, Kelleway J J, Lavery P S, Macreadie P I, Maher D T, McGinley S, McGlashan A, Perry S, Mosley L, Rogers K, Sippo J Z. 2022. An Australian blue carbon method to estimate climate change mitigation benefits of coastal wetland restoration. *Restoration Ecol*, 31: e13739
- Lu M Z, Zou Y C, Xun Q L, Yu Z C, Jiang M, Sheng L X, Lu X G, Wang D L. 2021. Anthropogenic disturbances caused declines in the wetland area and carbon pool in China during the last four decades. *Glob Change Biol*, 27: 3837–3845
- Lu W Z, Xiao J F, Liu F, Zhang Y, Liu C A, Lin G H. 2017. Contrasting ecosystem CO_2 fluxes of inland and coastal wetlands: A meta-analysis of eddy covariance data. *Glob Change Biol*, 23: 1180–1198
- Luo M, Huang J F, Zhu W F, Tong C. 2019. Impacts of increasing salinity and inundation on rates and pathways of organic carbon mineralization in tidal wetlands: A review. *Hydrobiologia*, 827: 31–49
- Ma K, You L, Liu J, Zhang M, Noor A M. 2012. A hybrid wetland map for China: A synergistic approach using census and spatially explicit datasets. *PLoS ONE*, 7: e47814
- Ma L, Zhu G F, Chen B L, Zhang K, Niu S L, Wang J S, Ciais P, Zuo H C. 2022. A globally robust relationship between water table decline, subsidence rate, and carbon release from peatlands. *Commun Earth Environ*, 3: 254
- Ma S C, Fang J H, Liu J, Yang X F, Lyu T S, Wang L D, Zhou S Y, Dou H S, Zhang H H. 2022. Differences in sediment carbon-fixation rate and associated bacterial communities in four wetland types in Hulun Lake Basin. *Catena*, 213: 106167
- Maavara T, Lauerwald R, Regnier P, van Cappellen P. 2017. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nat Commun*, 8: 15347
- Mao D H, Wang Z M, Wu J G, Wu B F, Zeng Y, Song K S, Yi K P, Luo L. 2018. China's wetlands loss to urban expansion. *Land Degrad Dev*, 29: 2644–2657
- Mao D H, Wang Z M, Du B J, Li L, Tian Y L, Jia M M, Zeng Y, Song K S, Jiang M, Wang Y Q. 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
- Mendonça R, Müller R A, Clow D, Verpoorter C, Raymond P, Tranvik L J, Sobek S. 2017. Organic carbon burial in global lakes and reservoirs. *Nat Commun*, 8: 1694
- Meng W Q, He M X, Hu B B, Mo X Q, Li H Y, Liu B Q, Wang Z L. 2017. Status of wetlands in China: A review of extent, degradation, issues and recommendations for improvement. *Ocean Coast Manage*, 146: 50–59
- Meng W Q, Feagin R A, Hu B B, He M X, Li H Y. 2019. The spatial distribution of blue carbon in the coastal wetlands of China. *Estuar Coast Shelf Sci*, 222: 13–20
- Mitsch W J, Bernal B, Nahlik A M, Mander Ü, Zhang L, Anderson C J, Jørgensen S E, Brix H. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecol*, 28: 583–597
- Molot L A, Dillon P J. 1996. Storage of terrestrial carbon in boreal lake sediments and evasion to the atmosphere. *Glob Biogeochem Cycle*, 10: 483–492
- Mu C C, Mu M, Wu X D, Jia L, Fan C Y, Peng X Q, Ping C L, Wu Q B, Xiao C D, Liu J B. 2023. High carbon emissions from thermokarst lakes and their determinants in the Tibet Plateau. *Glob Change Biol*, 29: 2732–2745
- Nahlik A M, Fennessy M S. 2016. Carbon storage in US wetlands. *Nat Commun*, 7: 13835
- Nakayama T. 2017. Development of an advanced eco-hydrologic and biogeochemical coupling model aimed at clarifying the missing role of inland water in the global biogeochemical cycle. *J Geophys Res-Biogeosci*, 122: 966–988
- Ni J R, Wang H Z, Ma T, Huang R, Ciais P, Li Z, Yue Y, Chen J F, Li B, Wang Y C, Zheng M S, Wang T, Borthwick A G L. 2022. Three Gorges Dam: Friend or foe of riverine greenhouse gases? *Natl Sci Rev*, 9: nwac013
- Niu Z G, Zhang H Y, Wang X W, Yao W B, Zhou D M, Zhao K Y, Zhao H, Li N N, Huang H B, Li C C, Yang J, Liu C X, Liu S, Wang L, Li Z, Yang Z Z, Qiao F, Zheng Y M, Chen Y L, Sheng Y W, Gao X H, Zhu W H, Wang W Q, Wang H, Weng Y L, Zhuang D F, Liu J Y, Luo Z C, Cheng X, Guo Z Q, Gong P. 2012. Mapping wetland changes in China between 1978 and 2008. *Chin Sci Bull*, 57: 2813–2823
- Olsson L, Ye S, Yu X, Wei M, Krauss K W, Brix H. 2015. Factors influencing CO_2 and CH_4 emissions from coastal wetlands in the Liaohe Delta, Northeast China. *Biogeosciences*, 12: 4965–4977
- Orth R J, Lefcheck J S, McGlathery K S, Aoki L, Luckenbach M W, Moore K A, Oreska M P J, Snyder R, Wilcox D J, Lusk B. 2020. Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services. *Sci Adv*, 6: eabc6434
- Park J H, Nayna O K, Begum M S, Chea E, Hartmann J, Keil R G, Kumar S, Lu X X, Ran L S, Richey J E, Sarma V V S S, Tareq S M, Xuan D T, Yu R H. 2018. Reviews and syntheses: Anthropogenic perturbations to carbon fluxes in Asian river systems-concepts, emerging trends, and research challenges. *Biogeosciences*, 15: 3049–3069

- Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, Sobek S, McDonald C, Hoover M, Butman D, Striegl R, Mayorga E, Humborg C, Kortelainen P, Dürr H, Meybeck M, Ciais P, Guth P. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503: 355–359
- Ren L, Jensen K, Porada P, Mueller P, Scott T. 2022. Biota-mediated carbon cycling—A synthesis of biotic-interaction controls on blue carbon. *Ecol Lett*, 25: 521–540
- Ren Y X, Mao D H, Wang Z M, Yu Z C, Xu X F, Huang Y N, Xi Y B, Luo L, Jia M M, Song K S, Li X Y. 2023. China's wetland soil organic carbon pool: New estimation on pool size, change, and trajectory. *Glob Change Biol*, 29: 6139–6156
- Repeta D J, Ferrón S, Sosa O A, Johnson C G, Repeta L D, Acker M, DeLong E F, Karl D M. 2016. Marine methane paradox explained by bacterial degradation of dissolved organic matter. *Nat Geosci*, 9: 884–887
- Rosentreter J A, Borges A V, Deemer B R, Holgerson M A, Liu S, Song C, Melack J, Raymond P A, Duarte C M, Allen G H, Olefeldt D, Poulter B, Battin T I, Eyre B D. 2021. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nat Geosci*, 14: 225–230
- 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
- Sanders-DeMott R, Eagle M J, Kroeger K D, Wang F M, Brooks T W, O'Keefe Suttles J A, Nick S K, Mann A G, Tang J W. 2022. Impoundment increases methane emissions in *Phragmites*-invaded coastal wetlands. *Glob Change Biol*, 28: 4539–4557
- Saunois M, Stavert A R, Poulter B, Bousquet P, Canadell J G, Jackson R B, Raymond P A, Dlugokencky E J, Houweling S, Patra P K, Ciais P, Arora V K, Bastviken D, Bergamaschi P, Blake D R, Brailsford G, Bruhwiler L, Carlson K M, Carrol M, Castaldi S, Chandra N, Crevoisier C, Crill P M, Covey K, Curry C L, Etiope G, Frankenberg C, Gedney N, Hegglin M I, Höglund-Isaksson L, Hugelius G, Ishizawa M, Ito A, Janssens-Maenhout G, Jensen K M, Joos F, Kleinen T, Krummel P B, Langenfelds R L, Laruelle G G, Liu L, Machida T, Maksyutov S, McDonald K C, McNorton J, Miller P A, Melton J R, Morino I, Müller J, Murguía-Flores F, Naik V, Niwa Y, Noce S, O'Doherty S, Parker R J, Peng C H, Peng S S, Peters G P, Prigent C, Prinn R, Ramonet M, Regnier P, Riley W J, Rosentreter J A, Segers A, Simpson I J, Shi H, Smith S J, Steele L P, Thornton B F, Tian H, Tohjima Y, Tubiello F N, Tsuruta A, Viovy N, Voulgarakis A, Weber T S, van Weele M, van der Werf G R, Weiss R F, Worthy D, Wunch D, Yin Y, Yoshida Y, Zhang W X, Zhang Z, Zhao Y H, Zheng B, Zhu Q, Zhu Q A, Zhuang Q L. 2020. The global methane budget 2000–2017. *Earth Syst Sci Data*, 12: 1561–1623
- Shan S, Luo C L, Qi Y Z, Cai W J, Sun S W, Fan D, Wang X C. 2021. Carbon isotopic and lithologic constraints on the sources and cycling of inorganic carbon in four large rivers in China: Yangtze, Yellow, Pearl, and Heilongjiang. *J Geophys Res-Biogeosci*, 126: e2020JG005901
- Song T J, An Y, Tong S Z, Zhang W, Wang X, Wang L, Jiang L. 2023. Soil water conditions together with plant nitrogen acquisition strategies control vegetation dynamics in semi-arid wetlands undergoing land management changes. *Catena*, 227: 107115
- Sun H G, Han J T, Li D W, Lu X X, Zhang H B, Zhao W. 2017. Organic carbon transport in the Songhua River, NE China: Influence of land use. *Hydrol Process*, 31: 2062–2075
- Taillardat P, Thompson B S, Garneau M, Trottier K, Friess D A. 2020. Climate change mitigation potential of wetlands and the cost-effectiveness of their restoration. *Interface Focus*, 10: 20190129
- Temmink R J M, Lamers L P M, Angelini C, Bouma T J, Fritz C, van de Koppel J, Lexmond R, Rietkerk M, Silliman B R, Joosten H, van der Heide T. 2022. Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. *Science*, 376: eabn1479
- Tian Y Q, Wu H J, Zhang G S, Wang L C, Zheng D, Li S. 2020. Perceptions of ecosystem services, disservices and willingness-to-pay for urban green space conservation. *J Environ Manage*, 260: 110140
- Tockner K, Pennetzdorfer D, Reiner N, Schiemer F, Ward J V. 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biol*, 41: 521–535
- Tootchi A, Jost A, Ducharme A. 2019. Multi-source global wetland maps combining surface water imagery and groundwater constraints. *Earth Syst Sci Data*, 11: 189–220
- Treat C C, Kleinen T, Broothaerts N, Dalton A S, Dommain R, Douglas T A, Drexler J Z, Finkelstein S A, Grosse G, Hope G, Hutchings J, Jones M C, Kuhry P, Lacourse T, Lähenteenja O, Loisel J, Notebaert B, Payne R J, Peteet D M, Sannel A B K, Stelling J M, Strauss J, Swindles G T, Talbot J, Tarnocai C, Verstraeten G, Williams C J, Xia Z, Yu Z, Väiranta M, Hättestrand M, Alexanderson H, Brovkin V. 2019. Widespread global peatland establishment and persistence over the last 130,000 y. *Proc Natl Acad Sci USA*, 116: 4822–4827
- Valach A C, Kasak K, Hemes K S, Anthony T L, Dronova I, Taddeo S, Silver W L, Szutu D, Verfaillie J, Baldocchi D D, Kang H. 2021. Productive wetlands restored for carbon sequestration quickly become net CO₂ sinks with site-level factors driving uptake variability. *PLoS ONE*, 16: e0248398
- Villa J A, Bernal B. 2018. Carbon sequestration in wetlands, from

- science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecol Eng*, 114: 115–128
- Vizza C, West W E, Jones S E, Hart J A, Lamberti G A. 2017. Regulators of coastal wetland methane production and responses to simulated global change. *Biogeosciences*, 14: 431–446
- Wang B, Mu C C, Lu H C, Li N, Zhang Y, Ma L. 2022. Ecosystem carbon storage and sink/source of temperate forested wetlands in Xiaoxing'anling, northeast China. *J For Res*, 33: 839–849
- 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 M, Chen H, Yu Z C, Wu J H, Zhu Q A, Peng C H, Wang Y F, Qin B Q. 2015. Carbon accumulation and sequestration of lakes in China during the Holocene. *Glob Change Biol*, 21: 4436–4448
- Wang X T, Jiang Z X, Li Y, Kong F L, Xi M. 2019. Inorganic carbon sequestration and its mechanism of coastal saline-alkali wetlands in Jiaozhou Bay, China. *Geoderma*, 351: 221–234
- Wang X Y, Li W, Xiao Y T, Cheng A Q, Shen T M, Zhu M, Yu L J. 2021. Abundance and diversity of carbon-fixing bacterial communities in karst wetland soil ecosystems. *Catena*, 204: 105418
- Wegener P, Covino T, Wohl E. 2017. Beaver-mediated lateral hydrologic connectivity, fluvial carbon and nutrient flux, and aquatic ecosystem metabolism. *Water Resour Res*, 53: 4606–4623
- Wei D, Wang X D. 2017. Uncertainty and dynamics of natural wetland CH₄ release in China: Research status and priorities. *Atmos Environ*, 154: 95–105
- Wen Y L, Bernhardt E S, Deng W B, Liu W J, Yan J X, Baruch E M, Bergemann C M. 2019. Salt effects on carbon mineralization in southeastern coastal wetland soils of the United States. *Geoderma*, 339: 31–39
- Wen Z, Song K, Liu G, Shang Y, Hou J, Lyu L, Fang C. 2019. Impact factors of dissolved organic carbon and the transport in a river-lake continuum in the Tibet Plateau of China. *J Hydrol*, 579: 124202
- Weston N B, Dixon R E, Joye S B. 2006. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *J Geophys Res*, 111: 2005JG000071
- Weyhenmeyer G A, Kosten S, Wallin M B, Tranvik L J, Jeppesen E, Roland F. 2015. Significant fraction of CO₂ emissions from boreal lakes derived from hydrologic inorganic carbon inputs. *Nat Geosci*, 8: 933–936
- Xi Y, Peng S S, Ciais P, Chen Y H. 2020. Future impacts of climate change on inland Ramsar wetlands. *Nat Clim Chang*, 11: 45–51
- Xiao D H, Deng L, Kim D G, Huang C B, Tian K. 2019. Carbon budgets of wetland ecosystems in China. *Glob Change Biol*, 25: 2061–2076
- Xing W, Bao K S, Gallego-Sala A V, Charman D J, Zhang Z Q, Gao C Y, Lu X G, Wang G P. 2015. Climate controls on carbon accumulation in peatlands of Northeast China. *Quat Sci Rev*, 115: 78–88
- Xing W, Guo W Y, Liang H W, Li X, Wang C L, He J B, Lu X G, Wang G P. 2016. Holocene peatland initiation and carbon storage in temperate peatlands of the Sanjiang Plain, Northeast China. *Holocene*, 26: 70–79
- Xu C L, Xue Y J, Qi Y Z, Wang X C. 2016. Quantities and fluxes of dissolved and particulate black carbon in the Changjiang and Huanghe Rivers, China. *Estuaries Coasts*, 39: 1617–1625
- Xu K H, Bentley S J, Day J W, Freeman A M. 2019. A review of sediment diversion in the Mississippi River Deltaic Plain. *Estuar Coast Shelf Sci*, 225: 106241
- Xu L, Yu G R, He N P, Wang Q F, Gao Y, Wen D, Li S G, Niu S L, Ge J P. 2018. Carbon storage in China's terrestrial ecosystems: A synthesis. *Sci Rep*, 8: 2806
- Yan Y J, Quan Q, Meng C, Wang J S, Tian D S, Wang B X, Zhang R Y, Niu S L. 2021. Varying soil respiration under long-term warming and clipping due to shifting carbon allocation toward below-ground. *Agric For Meteorol*, 304–305: 108408
- Yang H L, Tang J W, Zhang C S, Dai Y H, Zhou C, Xu P, Perry D C, Chen X C. 2020. Enhanced carbon uptake and reduced methane emissions in a newly restored wetland. *J Geophys Res-Biogeosci*, 125: e2019JG005222
- Ye S, Laws E A, Yuknis N, Ding X, Yuan H, Zhao G, Wang J, Yu X, Pei S, DeLaune R D. 2015. Carbon sequestration and soil accretion in coastal wetland communities of the Yellow River Delta and Liaohe Delta, China. *Estuaries Coasts*, 38: 1885–1897
- Yu Z C. 2012. Northern peatland carbon stocks and dynamics: A review. *Biogeosciences*, 9: 4071–4085
- Yu Z C, Loisel J, Brosseau D P, Beilman D W, Hunt S J. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophys Res Lett*, 37: 2010GL043584
- Zedler J B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends Ecol Evol*, 15: 402–407
- Zhang F J, Yao S C, Xue B, Lu X X, Gui Z F. 2017. Organic carbon burial in Chinese lakes over the past 150 years. *Quat Int*, 438: 94–103
- Zhang H, Välranta M, Swindles G T, Aquino-López M A, Mullan D, Tan N, Amesbury M, Babeshko K V, Bao K S, Bobrov A, Chernyshov V, Davies M A, Diaconu A C, Feurdean A, Finkelstein S A, Garneau M, Guo Z T, Jones M C, Kay M, Klein E S, Lamentowicz M, Magnan G, Marcisz K, Mazei N, Mazei Y, Payne

- R, Pelletier N, Piilo S R, Pratte S, Roland T, Saldaev D, Shotyk W, Sim T G, Sloan T J, Słowiński M, Talbot J, Taylor L, Tsyganov A N, Wetterich S, Xing W, Zhao Y. 2022. Recent climate change has driven divergent hydrological shifts in high-latitude peatlands. *Nat Commun*, 13: 4959
- Zhao M L, Han G X, Li J Y, Song W M, Qu W D, Eller F, Wang J P, Jiang C S. 2020. Responses of soil CO₂ and CH₄ emissions to changing water table level in a coastal wetland. *J Clean Prod*, 269: 122316
- Zhu L L, Deng Z M, Xie Y H, Li X, Li F, Chen X S, Zou Y A, Zhang C Y, Wang W. 2021. Factors controlling *Carex brevicuspis* leaf litter decomposition and its contribution to surface soil organic carbon pool at different water levels. *Biogeosciences*, 18: 1–11
- Zhu L L, Deng Z M, Xie Y H, Zhang C Y, Chen X R, Li X, Li F, Chen X S, Zou Y A, Wang W. 2022. Effects of hydrological environment on litter carbon input into the surface soil organic carbon pool in the Dongting Lake Floodplain. *Catena*, 208: 105761
- Zou J Y, Ziegler A D, Chen D L, McNicol G, Ciais P, Jiang X, Zheng C M, Wu J, Wu J, Lin Z Y, He X Y, Brown L E, Holden J, Zhang Z T, Ramchunder S J, Chen A P, Zeng Z Z. 2022. Rewetting global wetlands effectively reduces major greenhouse gas emissions. *Nat Geosci*, 15: 627–632

(责任编辑: 李小雁)