

中国典型湿地生态系统的固碳价值研究

翟夏杰^{1,2,3}, 崔丽娟^{1,2,3}, 李伟^{1,2,3}, 赵欣胜^{1,2,3}, 张曼胤^{1,2}, 康晓明^{1,2}

(1. 中国林业科学研究院湿地研究所湿地生态功能与恢复北京市重点实验室, 北京 100091;

2. 中国林业科学研究院生态保护与修复研究所, 北京 100091;

3. 北京汉石桥湿地生态系统国家定位观测研究站, 北京 101399)

摘要:为探讨我国不同湿地生态系统类型固碳价值的分异特点及其在总湿地生态系统服务价值中的占比规律, 探讨湿地生态系统固碳价值的影响因素, 以我国典型内陆和滨海湿地为研究对象, 基于2011年Landsat TM 5遥感影像分析和前期研究, 系统梳理了其固碳价值和分异规律。研究结果表明, 内陆湿地生态系统单位面积的年固碳价值为1400~43360元/hm², 最高值在太湖湿地, 其次是若尔盖湿地(19990元/hm²), 最低值在白洋淀湿地; 固碳价值在总服务价值的占比最高的是四川若尔盖湿地(10.08%), 占比不足1%的有贵州草海湿地、湖南洞庭湖湿地、河北白洋淀湿地、新疆博斯腾湖湿地、青海青海湖。滨海湿地生态系统单位面积的年固碳价值为3711.50~6448.00元/hm², 平均4880.57元/hm², 固碳价值在总生态系统服务价值的占比(最低为10.72%, 平均值为13.19%)明显高于内陆湿地。研究结果可为湿地生态系统保护、修复和管理提供支撑。

关键词:湿地; 固碳; 价值评价; 生态系统服务

中图分类号:X171.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2024)06-0001-08

湿地固碳功能是重要的生态系统服务功能之一(Nicholls et al, 2018), 它不仅关系到湿地生产力和全球温室效应, 也会深刻影响我国“碳达峰”和“碳中和”的进程(于贵瑞等, 2022)。湿地是地球上单位面积生态服务价值最高(Costanza et al, 1997; 2014; 2017)、生物多样性保护意义重大、固碳能力最强的生态系统, 其碳库储量较小幅度的变动, 都可通过向大气排放温室气体直接导致大气层二氧化碳和甲烷浓度的升高, 从而以温室效应影响气候变化(满卫东, 2018; Yang et al, 2022)。科学评价湿地生态系统固碳服务中蕴含的经济价值是促进湿地生态产品价值实现和制定有效湿地生态系统管理决策的重要保障(亢楠楠和黄季焜, 2022)。量化湿地固碳价值需要首先明确其碳储量。湿地碳储量主要包括植被碳库和土壤碳库, 且土壤碳库普遍高于植被碳库。湿地植被碳库由光合作用、呼吸作用和凋落物分解的碳循环耦合平衡决定; 土壤碳库是由凋落物分解、根

际沉积的碳输入和分解过程中的碳输出间的平衡决定; 而区域分布特征取决于湿地类型及其分布, 典型的湿地生态系统类型主要有沼泽泥炭地、滨海湿地、湖泊和河流。

沼泽湿地因长期过湿和缺氧环境, 有机质不能完全分解而大量积累, 进而形成泥炭环境(Nahlik & Fennessy, 2016; Leifeld & Menichetti, 2018), 部分湖泊湿地的碳储量低于沼泽湿地的碳储量可达1~2个数量级(刘亚男等, 2019)。河流湿地是将碳组分从陆地运输到海洋的重要路径, 而湖泊湿地是碳元素汇集地和大气CO₂的主要释放源之一, 二者在包括碳循环在内的生物地球化学循环中扮演重要角色(Raymond et al, 2013)。1750~2013年, 河流碳的运输量从0.75 Pg增至0.9~0.95 Pg, 增加了约20%(Regnier et al, 2013), 不同纬度与类型的河流湖泊碳通量和碳循环的影响因素不同, 主要由区域水循环过程决定(段巍岩和黄昌, 2021)。滨海湿地固碳功能主要取决于垂直方向沉积物的碳埋藏速率和水平方向的潮汐作用与海水中碳的交换, 当前我国滨海湿地每年通过沉积物埋藏所固定的碳可达0.97 Tg, 在21世纪末增加到1.82~3.64 Tg(王法明等, 2021)。在全球变暖背景下, 降雨分配导致的干旱或者季节性积水会通过改变土壤及大气环境, 调控植被生理代谢过程, 进而影响滨海湿地的“蓝碳”功能(韩广轩等, 2020; Wei et al, 2020)。如何估算蓝碳系统中碳的来源与分布、如何减少蓝

收稿日期: 2022-08-11 修回日期: 2023-08-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(42101308); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(CAFYBB2022SY042)。

作者简介: 翟夏杰, 博士, 助理研究员, 研究方向为生态系统生态学。E-mail: zhaixiajie@caf.ac.cn

通信作者: 崔丽娟。E-mail: wetlands108@126.com

碳估算中的不确定性是滨海湿地蓝碳研究的热点(唐剑武等, 2018; Macreadie et al, 2019; Ouyang & Lee, 2020)。

目前, 湿地碳库变化影响研究主要聚焦在升温、降水以及土地利用/覆盖变化等方面, 但多因素交互作用使湿地碳储量变化的内在机制更加复杂、不确定性更多。加之湿地的科学定义和边界确定相关问题不乏争议, 湿地碳源/汇格局转化阈值不明确等因素都造成湿地碳计量存在较大的不确定性(郑姚闽等, 2013; Dommain et al, 2018)。为了明晰我国不同湿地生态系统类型固碳价值的分异特点及其在总湿地生态系统服务价值中的占比规律, 探讨湿地生态系统固碳价值的影响因素, 本文系统梳理和综合分析了近年来本团队及相关的湿地固碳价值评价的研究案例, 以期为促进湿地碳产品价值实现、

“碳中和”和高效的湿地生态系统管理决策提供科学支撑。

1 研究区域类型

1.1 沼泽湿地

本研究调查的沼泽湿地为若尔盖湿地和扎龙湿地(表 1)。若尔盖高寒湿地位于青藏高原的东部边缘, 是我国典型的内陆湿地类型之一, 高原湿地淹水条件不同导致了植被和土壤碳库的巨大差异(崔丽娟等, 2018)。扎龙湿地位于东北平原北部的乌裕尔河下游, 是丹顶鹤在我国的主要繁殖栖息地。

1.2 湖泊湿地

研究调查的湖泊湿地主要有青海湖、博斯腾湖、草海、白洋淀、鄱阳湖、太湖和洞庭湖等, 湖泊湿地特点见表 2。

表 1 沼泽湿地特征

Tab.1 Marsh wetland characteristics

湿地名称	土壤类型	气候特征	植被特点
若尔盖湿地	最大的高原泥炭沼泽集中分布区	高原寒温带湿润季风气候, 多年平均温度 1.1 °C, 多年平均降水量 648.5 mm, 90% 集中于 4 月下旬至 10 月中旬。年总日照时数 2 352~2 418 h, 年平均蒸发量 1 232 mm。	一年生及多年生草本组成, 优势种为木里藁草(<i>Carex muliensis</i>)、乌拉藁草(<i>Carex meyeriana</i>)和西藏蒿草(<i>Kobresia tibetica</i>)。
扎龙湿地	潜育草甸土、草甸沼泽土和碳酸盐草甸土	温带大陆性季风气候, 春旱风大, 夏热多雨, 秋凉霜早, 冬寒漫长。年平均气温 1~3 °C, 多年平均降雨量 418.7 mm, 多集中在 6~8 月, 蒸发强烈。	67 科 468 种, 草本植物占大多数。以沼泽、沼泽草甸、盐化草甸植被为主, 典型的沼泽植被为芦苇(<i>Phragmites communis</i>)和藁草属植物(<i>Carex</i>)。

表 2 湖泊湿地特点

Tab.2 Lake wetland characteristics

湿地名称	面积特点	气候特征
青海湖	湖水面积 4 625.6 km ² , 湖长 106 km, 宽 63 km, 湖面海拔 3 196 m, 是中国最大的内陆湖泊和咸水湖。	高原大陆性气候, 日照强烈; 冬寒夏凉, 春季多大风和沙尘暴; 雨量偏少, 雨热同季, 干湿季分明。全年降水量偏少, 东部 412.8 mm, 南部 359.4 mm, 西北部 370.3 mm。蒸发量 1 502 mm。
博斯腾湖	2020 年水域面积为 1 646 km ² 。	典型大陆性荒漠气候, 春季气候多变, 夏季干旱炎热, 秋季降温迅速, 冬季严寒, 也是南北疆气候的过渡带。年均气温 8.2~11.5 °C, 年蒸发量 1 880.0~2 785.8 mm。
草海湿地	正常蓄水面积 1 980 hm ² , 平均水深 1.35 m, 最深处 2.80 m; 湖边沼泽面积约 700 hm ² 。	亚热带季风气候, 年均气温 10.6 °C; 年均降水量 950.9 mm。
白洋淀	华北平原最大淡水湿地, 面积约 366 km ² 。	多年平均气温 7~12 °C, 多年平均降水量 550 mm, 主要集中在 7~9 月, 多年平均蒸发量为 1 637 mm。
鄱阳湖	我国最大的内陆淡水湖, 长江干流重要的调蓄性、季节性湖泊。在平水位(14~15 m)时, 湖水面积为 3 150 km ² 。	亚热带季风气候, 年平均降水量约 1 500 mm, 降水主要集中在 6~8 月; 年平均气温约为 17 °C。
太湖	湖泊面积 2 427.8 km ² , 水域面积 2 338.1 km ² , 是我国第 3 大淡水湖。	北亚热带季风气候, 平均气温为 15.3~16.0 °C, 年降水量为 950~1 250 mm, 年日照时数为 2 000~2 200 h(崔丽娟等, 2019a)。
洞庭湖	面积 2 579.2 km ² , 我国第 2 大淡水湖泊, 由东洞庭湖、南洞庭湖、西洞庭湖 3 个国际重要湿地组成。	亚热带季风性气候, 秋寒偏早, 多年平均气温 16.5~17.0 °C, 年平均降水量 1 250~1 450 mm, 无霜期 260~280 d, 年平均湿度 80%(侯志勇等, 2016)。

1.3 滨海湿地

我国海岸线总长约 1.89×10^4 km,滨海湿地类型划分大致以杭州湾为界,杭州湾以北除山东半岛、辽东半岛的部分地区为岩石海岸,其余地区多为沙质、淤泥质海滩,主要发育的是盐沼湿地类型;杭州湾以南地区则是以基岩海岸为主,红树林湿地分布较为广泛。滨海湿地跨越温带、亚热带和热带3个气候带,整体受东亚季风的影响,冬季温暖湿润,风向多偏北,夏季炎热多雨,风向多偏南,光照充足,相对湿度较大(李静泰等,2022)。

2 研究方法

2.1 Meta分析

运用国内滨海湿地生态系统服务价值评价的相关研究——85个案例,共计589个观察值来建立Meta数据库。把不同年份的价值评价研究全部标准化到基准年2013年(通过GDP换算),通过不同湿地类型、不同湿地生态系统服务和价值评价方法对数据进行分类、分析。大多数案例的滨海湿地类型为浅海水域、淤泥质沙滩、沙石海滩、潮间盐水沼泽、河口水域、三角洲和红树林(崔丽娟等,2019b)。

2.2 固碳价值

生态系统服务价值是对生态系统服务和自然资源本用经济法则所做的估计。湿地生态系统可以通过湿地植物的固碳和土壤的碳储存为减缓全球气候变暖作出贡献,本文关注的固碳价值包括植物固碳价值和土壤碳储存价值两部分。其价值评估方法主要包括碳税法、造林成本法等。

2.2.1 植物固碳价值 湿地生态系统可以通过植物光合作用固定 CO_2 ,从而为减缓全球气候变暖作出贡献。首先通过Landsat TM等遥感影像,得到该区的植被指数和植被覆盖度,再将生物量与植被指数和植被覆盖度做回归分析,在ENVI软件中得到研究区的植物生物量分布图,将该图与研究区各景观类型图叠加,进而获取各景观类型的生物量,最终确定区域湿地的植物生物量。植物固碳量根据光合作用方程式得到,每产生1g干物质,植物需固定1.63g CO_2 ,相当于0.44g C。植物固碳价值的计算公式如下:

$$V_1 = W_1 \times P \quad \text{①}$$

式中: V_1 为植物固碳价值(元/a); W_1 为植物固碳量(t/a); P 为固碳价格(元/t)。本研究采用碳税法和可避免成本法来计算湿地植物的固碳价值,可避免成本法中C的价格取43美元/t(IPCC,2007)。例

如,转化为2011年的价格为277.7元/t(2011年1美元约等于6.5元人民币)。

2.2.2 土壤固碳价值 湿地的土壤碳储量可以通过以下公式得到:

$$W_2 = \sum A_i \times C_i \quad \text{②}$$

式中: W_2 为湿地土壤碳储量(t); A 为研究区不同景观类型的面积(km^2); C 为各景观类型的土壤碳密度(kg/m^2); i 为不同的景观类型。

土壤碳储存总价值计算公式如下:

$$V_2 = W_2 \times P \quad \text{③}$$

式中: V_2 为土壤年固碳价值(元); P 为固碳价格,一般采用瑞典碳税率150美元/t,按基准年汇率进行人民币换算。

此外,湖泊的土壤固碳量难以核算,故本研究中湖泊湿地的固碳价值核算方法主要为植被固碳。计算公式为:

$$V = Q \times P \quad \text{④}$$

式中: V 为年固碳价值(元); Q 为生物固碳量(t); P 为造林成本价格或碳税法对应单价(元/t)。

2.3 植被指数(NDVI)和生物量

数据来源为2011年合成的MODIS植被指数产品MOD13Q1(分辨率为250m)数据集(<http://landsweb.nascom.nasa.gov/data/search.html>)。通过对该数据集进行投影转换,使其与Landsat TM 5影像数据的投影坐标体系一致,利用最大合成法生成12个波段逐月最大NDVI值数据。基于2011年7月的Landsat TM 5遥感影像,解析得到湿地的植被指数和植被覆盖度数据,在ENVI软件中计算得到研究区的植物生物量分布图,再与研究区各景观类型图叠加,即得到湿地的植物生物量。

3 结果与分析

3.1 沼泽湿地固碳价值

基于2011年7月的Landsat TM 5遥感影像,若尔盖湿地的植物生物量为 19.7×10^5 t。若尔盖湿地常年积水沼泽、季节性积水沼泽(0~2m)的土壤碳密度分别为 $107.75 \text{ kg}/\text{m}^2$ 、 $177 \text{ kg}/\text{m}^2$ 。计算得到若尔盖湿地固碳价值为 9.8×10^8 元,占湿地生态系统服务总价值的10.08%。扎龙湿地土壤碳储量中沼泽和草甸(0~1.8m)的土壤碳密度分别为 $46\ 759 \text{ t}/\text{km}^2$ 和 $15\ 602 \text{ t}/\text{km}^2$ (赵传冬等,2011),最终计算出其固碳价值为 8.6×10^8 元,占当年总生态系统服务价值的1.3%。

3.2 湖泊湿地固碳价值

白洋淀 2011 年芦苇产量为 3.77×10^4 t, 以此数据计算得到白洋淀 2011 年固碳量为 1.66×10^4 t, CO_2 造林成本为 1 320 元/t(李文华, 2008), 则 2011 年白洋淀固碳价值为 0.22×10^8 元。 博斯腾湖 2012 年芦苇产量为 17.18×10^4 t, 同上计算得到博斯腾湖固碳量为 7.56×10^4 t/a, 2012 年博斯腾湖固碳价值为 1.00×10^8 元(表 3)。 洞庭湖 2010 年芦苇产量为 88.91×10^4 t, 固碳量为 39.12×10^4 t, 洞庭湖固碳价值为 5.16×10^8 元。 青海湖河口湿地和湖滨湿地总产草量为 1.81×10^4 t, 折合固碳量为 0.80×10^4 t/a, 则青海湖湿地固碳价值为 0.11×10^8 元。 草海湿地生态系统的调节服务价值为 1.14×10^8 元, 其中每年固定 CO_2 为 9 585.58 t, 碳税法单价为 120 元/t(欧阳志云等, 2013), 故固碳价值为 115.03×10^4 元。 鄱阳湖供水功能价值最大, 约占生态系统服务价值的 1/3, 其植被产量为 7.11×10^6 t, 固碳量为 3.12×10^6 t, 其固碳价值为 41.28×10^8 元。 2013 年太湖植被的生物量为 14.41×10^5 t, 固定 CO_2 量为 23.49×10^5 t, 折合纯碳量为 6.20×10^5 t, 当年瑞典的碳税率 150 美元/t(1 美元兑换 6.11 元人民币), 故固碳价值为 5.68×10^8 元(崔丽娟等, 2019a)。

表 3 典型内陆湿地生态系统固碳价值

Tab.3 Carbon sequestration value of typical inland wetland ecosystems

湿地类型	研究区域	固碳价值量/ 10^8 元	生态系统服务总价值/ 10^8 元
沼泽	四川若尔盖湿地	9.80	97.18
湿地	黑龙江扎龙湿地	8.60	679.39
	新疆博斯腾湖湿地	1.00	903.80
湖	贵州草海湿地	0.01	4.39
泊	湖南洞庭湖湿地	5.16	2146.34
湿	青海青海湖	0.11	6748.99
地	江西鄱阳湖湿地	41.28	718.35
	河北白洋淀湿地	0.22	115.87
	江苏太湖湿地	5.68	277.89

太湖湿地固碳的年单位面积价值最高, 为 43.36×10^3 元/ hm^2 , 其次为若尔盖湿地和鄱阳湖湿地, 分别为 19.99×10^3 和 19.56×10^3 元/ hm^2 。 低于 2 000 元/ hm^2 的 3 处湿地分别为青海青海湖(1 911 元/ hm^2)、贵州草海湿地(1 640 元/ hm^2)和河北白洋淀湿地(1 400 元/ hm^2)。 固碳价值在总服务价值的占比最高为四川若尔盖湿地, 为 10.08%, 其次是江西鄱阳湖湿地 5.75%, 江苏太湖湿地 2.04% 和黑龙江扎龙湿地 1.27%。 固碳价值在总服务价值的占比不足 1% 的为贵州草海湿地、湖

南洞庭湖湿地、河北白洋淀湿地、新疆博斯腾湖湿地和青海青海湖(图 1)。

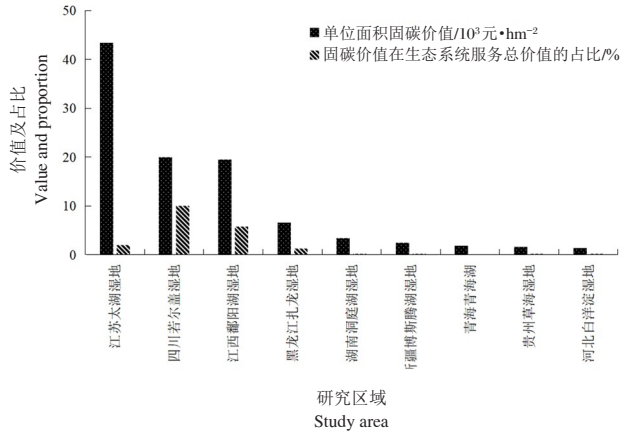


图 1 典型内陆湿地生态系统单位面积固碳价值及其在总服务价值的占比

Fig.1 Carbon sequestration values per unit area of typical inland wetlands and corresponding proportions of total service value

3.3 滨海湿地固碳价值

滨海湿地固碳的年单位面积价值随着湿地类型的不同而有所差异, 不同生态系统服务单位面积总价值也不一样, 其价值区间变化为沙石海滩的 23 686 元/ hm^2 到河口水域的 48 399 元/ hm^2 。 单位面积固碳价值最小的滨海湿地类型为沙石海滩(3 711.50 元/ hm^2), 而年单位面积固碳价值最大的是浅海水域(6 448.00 元/ hm^2), 其次为河口水域(5 824 元/ hm^2)。 固碳价值占生态系统服务总价值的比例最少的是河口三角洲/沙洲/沙岛类型, 最大的是浅海水域(崔丽娟等, 2019b)。 各滨海湿地的固碳价值如表 4。

表 4 我国滨海湿地生态系统固碳价值

Tab.4 Carbon sequestration values of coastal wetlands in China

湿地类型	年单位面积固碳价值量/ $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$	年单位面积生态系统服务总价值/ $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$	固碳价值在生态系统服务总价值的占比/%
浅海水域	6448.00	39201.50	16.45
沙石海滩	3711.50	23686.00	15.67
淤泥质海滩	5538.00	46319.00	11.96
潮间盐水沼泽	4049.50	28665.00	14.13
河口水域	5824.00	48399.00	12.03
河口三角洲/沙洲/沙岛	4582.50	42750.50	10.72
红树林	4010.50	35191.00	11.40
平均值	4880.57	37744.57	13.19

4 讨论

4.1 我国典型内陆湿地单位面积固碳价值差异

本研究发现,尽管均为内陆湿地,有着相似的生态系统服务类型,但由于湿地生态系统所处的地形地貌、气候条件和人类社会经济发展水平等因素共同影响区域景观格局和生态系统服务的定量关系,综合差异导致总的湿地生态系统服务价值不尽相同,主导服务功能也有所区别(图1)。如湖泊湿地涵养水源、产品输出功能价值较高,河流、沼泽湿地的调蓄洪水功能较高;经济发展水平与物质生产、休闲娱乐的生态系统服务价值呈正相关(于德永和郝蕊芳,2020;Zhou et al,2020)。因此,未来的研究应多关注自然和人为因素的交互作用对湿地碳库的影响(Syvitski et al,2022)。此外,湿地碳库估算方法中,针对植被地下生物量和水体有机碳的研究方法较少,数据误差、信息量、模型结构以及不同尺度数据之间的匹配等情况,均对湿地碳库的确定产生了影响(Liu et al,2018;刘亚男等,2019)。

若尔盖湿地固碳价值在总服务价值中的占比最高,表明固碳在沼泽湿地生态系统服务中具有重要价值。如何更好地保护沼泽湿地生态系统植被和土壤碳库是科学家高度关注的热点研究领域(Flanagan et al,2020)。有研究表明,若基于自然气候的解决方案来缓解气候变化,陆地生态系统中土壤碳库的保护和重建可以贡献1/4的潜力,这其中对湿地来说,湿地土壤碳库的保护和重建占湿地生态系统可贡献潜力的72%,远远高于农田和草地的47%和森林的9%(Bossio et al,2020)。固碳价值所占比例不高的湿地同样在局域尺度上发挥着不容忽视的作用。借助湿地生态系统中的水、植被、土壤、气、微生物等介质,碳元素得以迁移和转化,充分参与到全球生态系统的物质循环和能量流动中,这对于增加陆地碳库和实现应对全球变暖的《巴黎协定》具有深远意义(Roe et al,2019)。

4.2 滨海湿地固碳价值高于内陆湿地

滨海湿地单位面积的平均固碳价值明显高于内陆湿地生态系统(图1和表4)。其主要原因是滨海湿地生态系统相比于内陆湿地生态系统具有极大的固碳速率,以及长期持续的固碳能力。滨海湿地固碳功能主要体现在垂直方向上沉积物的碳埋藏速率和水平方向上通过潮汐作用与海水中的无机碳(DIC)、溶解有机碳(DOC)和颗粒有机碳(POC)进行交换(唐剑武等,2018)。一方面潮汐作用能够减缓沉积物的分解,沉积物不断增加并被埋藏到更深的土层,

客观上也不利于有机质的降解,从而实现稳定持续的碳储存。我国滨海湿地中的盐沼主要分布于沿海的北部,光滩分布于东部,红树林湿地分布于南部区域,其中红树林湿地的碳密度最高(李静泰等,2022),但当其转化为养殖塘时碳储量明显下降(曹琼等,2022)。Kauffman等(2020a)对全球190处红树林生态系统的研究同样发现,尽管红树林的碳储可以在 $79\times 10^6\sim 208\times 10^6\text{ g/hm}^2$ 变化,但地下部分碳储贡献达85%。对太平洋西北部的滨海湿地研究表明,滨海湿地生态系统的碳密度随海拔增高而增加,随盐度增加而降低。低海拔高盐度沼泽的碳密度为 $(417\pm 70)\times 10^6\text{ g/hm}^2$,而低盐度高海拔的潮汐森林则为 $(1064\pm 38)\times 10^6\text{ g/hm}^2$ 。海平面上升导致的盐度增加可能会降低湿地生态系统的碳储量,大量的碳储证明保护和恢复滨海湿地对缓解气候变化具有非常重要的价值(Kauffman et al,2020b)。此外,与淡水湿地相比,由于海水中大量硫酸根离子的存在,能够有效抑制滨海湿地中的甲烷(CH_4)排放(McLeod et al,2011;张瑶等,2017;王法明等,2021)。

尽管包括《巴黎气候协定》等在内的全球社会公认生物固碳对缓解气候变化等问题具有重大价值,但是目前的碳价格对可持续的生物固碳是有阻碍作用的,未来应考虑多种或共同生态系统服务的经济价值或者经济刺激措施(Summers et al,2021)。例如,湿地生态系统的调节作用中,除碳固定外还可以减少风暴潮、洪水等带来的经济损失(Fairchild et al,2021)。对这些价值进行系统考量和计算将更有利于促进湿地保护,进而增加湿地生态系统的碳固存。值得一提的是,保护或恢复自然生态系统所能提供的净经济收益将多于人类利用下的生态系统服务(Bradbury et al,2021)。

5 结论和展望

湿地生态系统的固碳功能因自身结构加上自然和人为因素的耦合作用产生差异,进而导致固碳价值在空间上分异明显。其中,内陆湿地的固碳价值分异程度高于滨海湿地,内陆湿地的年固碳价值为 $1400\sim 43360\text{ 元/hm}^2$,而滨海湿地的年固碳价值为 $3711.50\sim 6448.00\text{ 元/hm}^2$ 。滨海湿地年单位面积的平均固碳价值(4880.57 元/hm^2)及其在总生态系统服务价值中的占比高于内陆湿地,内陆湿地固碳价值占总生态系统服务价值比例最高的为若尔盖沼泽湿地生态系统(10.08%)。在湿地生态系统管理中应加强针对湿地土壤尤其是滨海湿地碳储的保护,修

复退化湿地,增强湿地生态系统固碳功能和价值的发挥。

为避免湿地固碳价值研究与政策应用之间出现脱节,未来需要制定一个统一的研究指南、评估标准和指导方针,以减少固碳价值评估过程中产生的误差。今后的每项湿地固碳价值相关研究都可以据此准确判断哪些方法和数据符合固碳价值评价的标准,并通过谨慎地遵守这些研究规范和建议,提高第一手数据的精确性,进而对湿地碳储和价值计量进行重复和深入论证。同时,可以据此建立信息完整的、多尺度的数据库,为不同时间、不同地点的湿地固碳评估提供服务,并将价值结果长久持续地纳入政府决策,进而提升结果的实际应用价值。

参考文献

- 曹琼,黄佳芳,罗敏,等,2022.滨海沼泽湿地转化为养殖塘对其碳储量的影响[J].中国环境科学,42(3):1335-1345.
- 崔丽娟,马牧源,张曼胤,2018.中国湖沼湿地生态系统服务及其评价[M].北京:中国林业出版社.
- 崔丽娟,李伟,赵欣胜,2019a.太湖流域湿地生态状况及其评价[M].北京:中国林业出版社.
- 崔丽娟,康晓明,李伟,2019b.中国滨海湿地生态系统功能及服务评价[M].北京:中国林业出版社.
- 段巍岩,黄昌,2021.河流湖泊碳循环研究进展[J].中国环境科学,41(8):3792-3807.
- 韩广轩,宋维民,李培广,等,2020.长期生态学研究为滨海湿地保护提供科技支撑[J].中国科学院院刊,35(2):218-228.
- 侯志勇,谢永宏,陈心胜,等,2016.洞庭湖湿地植物生活型与生态型[J].湖泊科学,28(5):1095-1102.
- 亢楠楠,黄季焜,2022.生态系统服务价值评价中的效益转移:进展与挑战[J].中国人口·资源与环境,32(3):159-168.
- 李静泰,闫丹丹,么秀颖,等,2022.中国滨海湿地碳储量估算[J].土壤学报,59(6):1478-1494.
- 李文华,2008.生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用[M].北京:中国人民大学出版社.
- 刘亚男,郗敏,张希丽,等,2019.中国湿地碳储量分布特征及其影响因素[J].应用生态学报,30(7):2481-2489.
- 满卫东,2018.基于遥感和实测数据的大兴安岭沼泽湿地碳储量估算研究[D].哈尔滨:中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所).
- 欧阳志云,朱春全,杨广斌,等,2013.生态系统生产总值核算:概念、核算方法与案例研究[J].生态学报,33(21):6747-6761.
- 唐剑武,叶属峰,陈雪初,等,2018.海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用[J].中国科学:地球科学,48(6):661-670.
- 王法明,唐剑武,叶思源,等,2021.中国滨海湿地的蓝色碳汇功能及碳中和对策[J].中国科学院院刊,36(3):241-251.
- 于德永,郝蕊芳,2020.生态系统服务研究进展与展望[J].地球科学进展,35(8):804-815.
- 于贵瑞,朱剑兴,徐丽,等,2022.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[J].中国科学院院刊,37(4):490-501.
- 张瑶,赵美训,崔球,等,2017.近海生态系统碳汇过程、调控机制及增汇模式[J].中国科学:地球科学,47(4):438-449.
- 赵传冬,刘国栋,杨柯,2011.黑龙江省扎龙湿地及其周边地区土壤碳储量估算与1986年以来的变化趋势研究[J].地学前缘,18(6):27-33.
- 郑姚闽,牛振国,宫鹏,等,2013.湿地碳计量方法及中国湿地有机碳库初步估计[J].科学通报,58(2):170-180.
- Bossio D A, Cook-Patton S C, Ellis P W, et al, 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions[J]. Nature Sustainability, 3(5):391-398.
- Bradbury R B, Butchart S H M, Fisher B, et al, 2021. The economic consequences of conserving or restoring sites for nature[J]. Nature Sustainability, (4):602-608.
- Costanza R, d'Arge R, De Groot R, et al, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 387(6630):253-260.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al, 2014. Changes in the global value of ecosystem services[J]. Global environmental change, 26:152-158.
- Costanza R, de Groot R, Braat L, et al, 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?[J]. Ecosystem Services, 28:1-16.
- Dommain R, Frolking S, Jeltsch-Thömmes A, 2018. A radiative forcing analysis of tropical peatlands before and after their conversion to agricultural plantations[J]. Global Change Biology, 24(11):5518-5533.
- Fairchild T P, Bennett W G, Smith G, et al, 2021. Coastal wetlands mitigate storm flooding and associated costs in estuaries[J]. Environmental Research Letters, 16(7):074034.
- Flanagan N E, Wang H, Winton S, et al, 2020. Low-severity fire as a mechanism of organic matter protection in global peatlands: thermal alteration slows decomposition[J]. Global change biology, 26(7):3930-3946.
- Kauffman, J B, Adame M F, Arifanti V B, et al, 2020a. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients[J]. Ecological Monographs, 90(2):e01405.
- Kauffman J B, Giovanonni L, Kelly J, et al, 2020b. Total ecosystem carbon stocks at the marine-terrestrial inter-

- face: blue carbon of the Pacific Northwest Coast, United States[J]. *Global change biology*, 26: 5679-5692.
- Leifeld J, Menichetti L, 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies [J]. *Nature communications*, 9(1): 1071.
- Liu S, Ji C, Wang C, et al, 2018. Climatic role of terrestrial ecosystem under elevated CO₂: a bottom-up greenhouse gases budget[J]. *Ecology letters*, 21(7): 1108-1118.
- Macreadie P I, Anton A, Raven J A, et al, 2019. The future of Blue Carbon science[J]. *Nature Communications*, 10 (1): 3998.
- McLeod E, Chmura G L, Bouillon S, et al, 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10): 552-560.
- Nahlik A M, Fennessy M S, 2016. Carbon storage in US wetlands[J]. *Nature communications*, 7(7): 13835.
- Nicholls R J, Hutton C W, Adger W N, et al, 2018. Ecosystem Services for Well-Being in Deltas[M]. Berlin: Springer International Publishing.
- Ouyang X G, Lee S Y, 2020. Improved estimates on global carbon stock and carbon pools in tidal wetlands[J]. *Nature Communications*, 11: 317.
- Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, et al, 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters[J]. *Nature*, 503(7476): 355-359.
- Regnier P, Friedlingstein P, Ciais P, et al, 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean[J]. *Nature Geoscience*, 6(8): 597-607.
- Roe S, Streck C, Obersteiner M, et al, 2019. Contribution of the land sector to a 1.5 °C world[J]. *Nature Climate Change*, 9: 817-828.
- Summers D M, Regan C M, Settre C, et al, 2021. Current carbon prices do not stack up to much land use change, despite bundled ecosystem service co-benefits[J]. *Global change biology*, 27: 2744-2762.
- Syvitski J, Ángel J R, Saito Y, et al, 2022. Earth's sediment cycle during the Anthropocene[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(3): 179-196.
- Wei S Y, Han G X, Chu X J, et al, 2020. Effect of tidal flooding on ecosystem CO₂ and CH₄ fluxes in a salt marsh in the Yellow River Delta. *Estuarine*[J]. *Coastal and Shelf Science*, 232: 106512.
- Yang Y, Shi Y, Sun W, et al, 2022. Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality[J]. *Science China Life Sciences*, 65(5): 861-895.
- Zhou J, Wu J, Gong Y, 2020. Valuing wetland ecosystem services based on benefit transfer: a meta-analysis of China wetland studies[J]. *Journal of Cleaner Production*, 276: 122988.

(责任编辑 郑金秀)

Carbon Sequestration by Typical Wetland Ecosystems in China

ZHAI Xia-jie^{1,2,3}, CUI Li-juan^{1,2,3}, LI Wei^{1,2,3}, ZHAO Xin-sheng^{1,2,3},
ZHANG Man-yin^{1,2}, KANG Xiao-ming^{1,2}

(1. Beijing Key Laboratory of Wetland Services and Restoration, Institute of Wetland Research,
Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, P.R. China;

2. Institute of Ecological Conservation and Restoration, Chinese Academy of Forestry,
Beijing 100091, P.R. China;

3. Beijing Hanshiqiao National Wetland Ecosystem Research Station, Beijing 101399, P.R. China)

Abstract: Wetlands have the highest ecosystem service value on earth per unit area. Carbon sequestration is among the most valuable of ecosystem services, and closely related to nutrient cycling and climate change. In this study, typical inland and coastal wetlands in China were studied, and we determined carbon sequestration values among the different wetland types, their proportional contributions to wetland ecosystem services, and then we also explored the factors affecting carbon sequestration in wetland ecosystems, systematically analyzed carbon sequestration values and the differentiation rules of different wetland ecosystems. Our analysis was based on Landsat TM 5 remote sensing images from 2011 and research on wetland carbon sequestration values conducted by our team and other relevant research. The spatial differentiation of carbon sequestration values in wetland ecosystems was significant and the variation in the values among inland wetlands was higher than that among coastal wetlands. The annual carbon sequestration value of inland wetlands per unit area was in the range of 1 400-43 360 yuan/hm², with the highest value in Taihu Lake wetland (43 360 yuan/hm²), followed by the Zoige wetland (19 990 yuan/hm²), and the lowest value was in Baiyangdian wetland (1 400 yuan/hm²). The proportion of carbon sequestration value to total service value was highest in the Zoige wetland (Sichuan) at 10.08%, while the proportions in Caohai wetland (Guizhou), Dongting Lake wetland (Hunan), the Baiyangdian wetland (Hebei), Bosten Lake wetland (Xinjiang), and Qinghai Lake wetland (Qinghai) were less than 1%. The annual carbon sequestration values of coastal wetland ecosystems per unit area were in the range of 3 711.50-6 448.00 yuan/hm², with an average value of 4 880.57 yuan/hm². The proportions of carbon sequestration value to total ecosystem service value for the coastal wetlands (minimum 10.72%, average 13.19%) was significantly higher than those of inland wetlands. To enhance the carbon sequestration function and value of wetland ecosystems, we recommend strengthening protection of wetland soils, particularly in coastal wetlands. Our research provides scientific support for the protection, restoration and management of wetland ecosystems.

Key words: wetland; carbon sequestration; value evaluation; ecosystem service