

DOI: 10.5846/stxb20220220422

梁森, 张建军, 王柯, 刘时栋. 区域生态保护修复碳汇潜力评估方法与应用——基于第一批山水林田湖草生态保护修复工程的研究. 生态学报, 2023, 43(9): 3517-3531.

Liang S, Zhang J J, Wang K, Liu S D. Methodology and application of carbon sink potential assessment for regional ecological conservation and restoration: Based on the research of the first batch of pilots for ecological protection and restoration project of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands system. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(9): 3517-3531.

区域生态保护修复碳汇潜力评估方法与应用 ——基于第一批山水林田湖草生态保护修复工程的研究

梁 森¹, 张建军^{1,2,*}, 王 柯¹, 刘时栋¹

1 中国地质大学(北京) 土地科学技术学院, 北京 100083

2 自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100083

摘要: 山水林田湖草生态保护修复工程是生态系统恢复的有效措施, 借助生态保护与修复提升生态系统固碳潜力, 无疑是土地利用碳减排的新路径。基于山水林田湖草沙综合整治视角, 从生态系统的格局和质量两个方面评估了第一批山水林田湖草生态保护修复工程的实施效果, 并借助 InVEST 模型量化地分析了工程实施前后的生态系统碳汇能力。结果如下: (1) 山水林田湖草生态保护修复试点工程加速了各类生态系统间的相互转化, 主要表现为城镇生态系统的增加、农田生态系统的减少; 工程区植被覆盖度整体提高, NDVI 值平均水平不断上升、高值区逐步扩大, 劣质、低质生态系统改造成果显著, 陆地生态系统质量有效提升。 (2) 试点区生态系统碳汇能力和潜力得到有效改善, 工程累积增加碳汇面积 22.68%, 其中工程实施前期增加碳汇面积 18.06%, 中后期增加面积 4.62%; 工程实施后 2018 年碳汇总量增加 32.74 Tg, 2020 年碳汇总量增加 31.28 Tg, 年均碳汇潜力的提升约 1.24%; 工程在增加生态系统质与量、碳汇潜力的巩固与提升上具有显著成效。分析结果表明, 生态保护修复是实现“双碳”目标的必然选项, 这也是生态保护修复在实现“双碳”目标中的基本定位。

关键词: 山水林田湖草生态保护修复; 碳汇潜力; “双碳”目标; 生态系统碳汇

Methodology and application of carbon sink potential assessment for regional ecological conservation and restoration: Based on the research of the first batch of pilots for ecological protection and restoration project of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands system

LIANG Sen¹, ZHANG Jianjun^{1,2,*}, WANG Ke¹, LIU Shidong¹

1 China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China

2 Key Laboratory of Land Reclamation, Ministry of Natural Resources, Beijing 100083, China

Abstract: The ecological protection and restoration project of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands system is an effective measure for ecosystem restoration. Enhancing the carbon sequestration potential of ecosystems with the help of ecological protection and restoration is undoubtedly a new path for land use carbon reduction. Based on the perspective of comprehensive improvement of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands system, this paper evaluates the implementation effect of the first batch of landscape, forest, field, lake and grass ecological protection and restoration projects from two aspects of ecosystem pattern and quality, and quantitatively analyzes the ecosystem carbon sink capacity

基金项目: 国家重点研发计划专项(2019YFC0507804)

收稿日期: 2022-02-22; 采用日期: 2022-06-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangjianjun_bj@126.com

before and after the project implementation with the help of InVEST model. The results are as follows: (1) the pilot project of ecological protection and restoration of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands system accelerated the mutual transformation of various ecosystems, mainly manifested in the increase of urban ecosystems and the decrease of farmland ecosystems. The overall vegetation cover in the pilot area has increased and the average NDVI value has been rising. The high value area has been gradually expanded, the transformation of poor quality and low quality ecosystems has achieved remarkable results, and the quality of terrestrial ecosystems has effectively improved. (2) The carbon sink capacity and potential of the ecosystem in the pilot area has been effectively improved. The project has increased the carbon sink area by 22.68% cumulatively, including 18.06% in the early stage of the project implementation and 4.62% in the middle and late stages. The total carbon sink increased by 32.74 Tg in 2018 and 31.28 Tg in 2020 after the project implementation, with an increase of 1.24% in the average annual carbon sink potential. The project has significant effectiveness in increasing the quality and quantity of the ecosystem and consolidating and improving the carbon sink potential. The analysis results show that ecological protection and restoration is an inevitable option to achieve the “double carbon” target, which is also its basic position in achieving the “double carbon” target.

Key Words: the ecological protection and restoration project of mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands System; carbon sink potential; double carbon target; ecosystem carbon sink

实现“双碳”目标、缓解气候变化、稳定气候格局是国内与国际共同的重大战略部署。减缓人为温室气体排放量,将全球变暖限制在“2℃”以下将大大减少气候变化对陆地生态系统的负面影响^[1]。陆地生态系统(如森林生态系统、草地生态系统等)能够吸收大气中的二氧化碳等温室气体来调节区域气候,增加陆地生态系统的面积是缓解气候变化的重要方式^[2]。国内外学者在生态系统及其转化对固碳的影响进行了大量的研究。如针对单生态系统,方精云等利用生物量与蓄积量的关系构建碳储量估算方程,并估算了中国森林生态系统碳储量状况^[3];高阳等则根据样地调查结合室内分析估算了宁夏地区的森林生态系统的固碳情况^[4]。针对不同生态系统对固碳的影响同样不乏学者研究,例如张影等利用 InVEST 模型估算了不同森林生态系统的碳储量及其空间特征^[5];李瑾璞等同样土地利用变化与生态系统碳储量研究^[6];温宥越等在粤港澳大湾区探索了陆地生态系统演变对固碳的影响^[7]。生态系统的质量对固碳也有显著影响,张佑铭等探讨了生态系统变化与海拔高度协同作用下的固碳变化特征^[8],当然也有研究探讨了通过植树造林^[9]、退耕还林^[4,10]、改善林分结构^[11-13]等措施来改善生态系统质量进而增加固碳的有效性。

在没有实现快速减排的技术保障情境下,以大规模的林、田、湖、草等陆地生态系统为基础的缓解措施将加剧现有生态空间与社会发展空间的冲突。因此,科学实施山水林田湖草沙综合生态保护与修复是解决资源环境约束、打破这一僵局的关键举措^[14-16]。迄今为止,我国已经开展了多批工程试点,也取得了显著的效果^[17-19]。然而在以往的研究中,大多关注理论基础^[20-22]、修复机理^[23-25]、实施过程^[26-29]等方面,很少关注生态系统碳固碳的变化。

“双碳”目标的实现需要碳减排与碳增汇并举。生态保护修复工程能有效改善生态系统格局与质量,巩固提升生态系统碳汇潜力,是实现“双碳”目标的必然选择。由于受到气候、土壤、植被等活动周期的影响,工程修复效果需要经过一定时间才可以显现,因此,本文仅以第一批试点区为研究区,研究分析山水林田湖草生态保护与修复工程实施前后生态系统格局与质量的变化,评估工程实施前后生态系统碳储量变化和碳汇能力,科学评定生态保护修复工程对生态系统固碳功能的影响,为山水林田湖草生态保护修复试点工程助推“双碳”目标实现提供科学依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

我国的山水林田湖草生态保护修复工程始于 2016 年。第一批试点工程为河北京津冀水源涵养区、江西

赣南、陕西黄土高原、甘肃祁连山和青海祁连山五个地区(图 1,表 1)。试点工程的分布与我国“两屏三带”、“三区四带”以及国家重点生态功能区具有较高的重合度,属于我国生态安全格局的核心区、重点区,具有极高的生态地位,工程的实施将对区域生态屏障的建设与维持起到重要的支撑作用。此外,试点区生态系统退化严重、退化类型差异明显,具有较强的代表性,迫切需要开展生态环境保护及修复工作。值得注意的是,本文的研究区针对的是山水林田湖草生态保护修复工程的试点区范围而非实际开展工程的工程区范围。

表 1 研究区概况

Table 1 Overview of the study area

研究区 Research Area	区位气候 Location Climate	生态问题 Ecological problems	战略意义 Strategic significance	主要修复措施 Major restoration measures
河北京津冀水源涵养区 Hebei Beijing-Tianjin-Hebei Water Containment Area	地处内蒙古高原与燕山 地槽的地质过渡带,又是 潮河流域、滦河流域和辽 河流域的源头区,呈典型 的季风气候。	受地形、气候等因素影响,区 域山高坡陡,风沙严重,沙地 裸露度高,森林林分质量下 降,草原过度放牧,水资源承 载压力大,资源约束紧张,植 被恢复难度很大,生态极其 脆弱。	京津冀水源涵养区是我国生 态保护与修复的核心区域之 一,与北京山水紧密相连,是 拱卫京津冀生态安全、保障京 津冀水源供给、防御风沙侵蚀 的重要生态屏障,具有极高的 生态地位。	紧紧围绕“建设京津冀水源涵 养功能区”战略定位,坝上强化防风 固沙,坝下山地增设水源涵养区, 开展流域保护修复、水源地水土 保持综合治理、损毁矿山治理 修复 ^[21,26] 。
陕西黄土高原 Shaanxi Loess Plateau	陕西黄土高原区位于陕 西省北部,地处黄河中 游,属于黄土高原内陆。	区域地势西北高而东南低,内 部沟壑纵横,地貌类型山、原、 梁、峁、沟谷、河川均有分布, 外加季风气候的影响,水土流 失严重,水资源短缺且时空分 布不均,植被稀疏且质量较 差,保水、保土、防沙是工程 的重要关注点。	陕西黄土高原试点区是黄土 高原-川滇生态屏障的重要组 成部分,控制水土流失、改善 土壤品质,对于保障黄河中下 游地区的生态安全具有十分 重要的意义。	依据黄土高原地区土地利用现 状,采取林草封育、植被恢复、沟 谷综合整治等水土流失治理措 施,开展水资源保护与综合利用、 废弃矿山综合整治以及农村面源 污染综合整治等 ^[24] 。
江西赣南 Jiangxi Gannan	江西赣南地区位于南岭、 武夷山、罗霄山三山汇聚 区,区域雨热同期、植被 茂盛、物种丰富。	赣南地区属于亚热带季风气 候区,又是赣江、东江两江上 游地区,暴雨与洪水多发,矿 山开采、生活排放、生产挤占 导致林水环境质量下降严重, 生物多样性也受到严重威胁。	作为南方丘陵山地带的重要 支撑区,亚热带动植物资源丰 富,拥有较强水源涵养与洪水 调蓄能力,对我国南部、东部 地区的安全保障具有重要 作用。	赣州市山水林田湖生态保护与修 复工程采取分片治理的方式,主 要采取了水环境与水土流失综合 整治、矿山环境综合整治、水源区 综合保护、生态廊道构建与植被 提质增效等措施 ^[30] 。
甘肃祁连山 Gansu Qilian Mountains	甘肃祁连山位于甘肃省 北部,祁连山-河西走廊 地区,大陆性干旱气候。	区域海拔较高,植被覆盖率较 低,草地贫瘠化、荒漠化严重, 风沙线推进加速,生态系统非 常脆弱,极难恢复。	祁连山是中国西部重要生态 安全屏障,是黄河流域重要水 源产流地,此间地貌涵盖高 山、冰川、森林、草原等,是中 国生物多样性保护优先区域。	按照以水源涵养和生物多样性保 护为核心的祁连山生态功能定 位要求,采取生态保护与修复、矿 山地质环境治理、林草农田湿地以 及水环境生态保护修复等 措施 ^[31] 。
青海祁连山 Qinghai Qilian Mountains	青海祁连山位于青海省 北部,大陆性干旱气候与 高山半干旱气候交汇。	草地、高山湖泊湿地退化严 重,冰川萎缩、雪线上升,水源 地植被覆盖度下降,生物多样 性受到威胁,生态系统稳定性 下降,已经退化的生态系统恢 复难度极大。	我国大江大河的重要发源地, 全球冰川雪山以及特有种 的集中地,对维系我国中西部 地区生态平衡、水源水质与气 候调节具有重大作用。	开展退化生态系统修复,提升祁 连山水源涵养功能。采取林地、 草原、湿地生态保护,优化水源供 给等措施,实施林地、湿地生态修 复等 ^[32] 。

1.2 数据来源

研究区的各类生态系统的转化关系需要通过土地利用数据来反映,区域碳密度需要通过年平均降水量与平均气温进行修正。为保证数据的空间一致性,本文所采用的所有数据均采用 1 km 的空间分辨率。具体数据来源如表 2:

2 研究框架与研究方法

本文基于山水林田湖草生态保护与修复试点工程开展前中后的遥感数据、地面监测数据,以全要素不同生态系统类型交互变化情况来反映生态系统类型格局变化;根据归一化植被指数以及碳密度的时空变化来反映生态系统质量的发展状况;最后科学量化工程区生态系统碳储量的变化,综合评定分析生态修复工程区生

态系统格局与质量变化对生态系统碳汇能力巩固与提升潜力(图 2)。

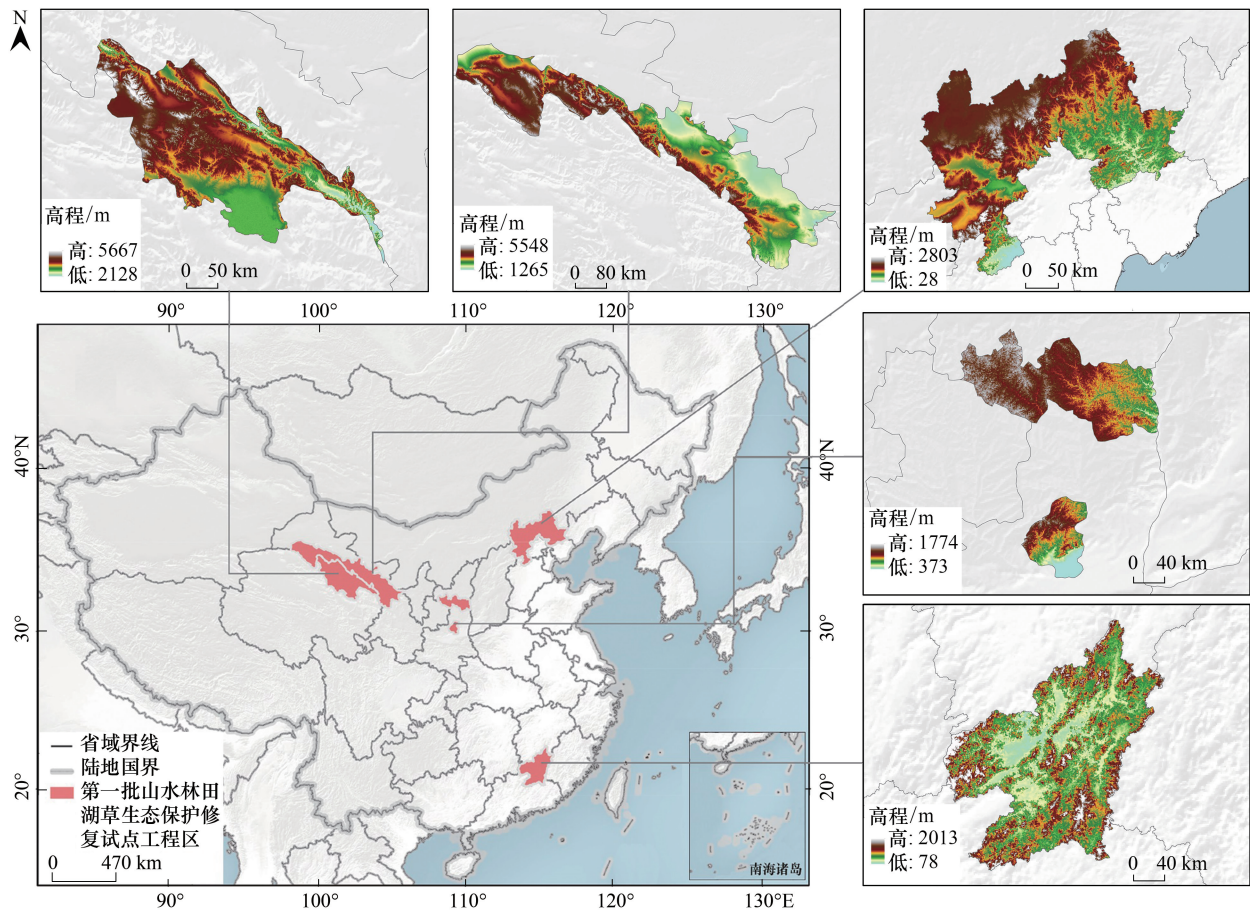


图 1 研究区示意图
Fig.1 Schematic diagram of study area

表 2 数据说明及来源
Table 2 Data description and sources

数据名称 Data	数据类型 Type of data	数据说明 Description	数据来源 Data Sources
行政区域边界 Administrative Boundary	矢量数据	国家边界、省域边界	http://www.ngcc.cn/
土地利用数据 Land use cover data	栅格数据	2010 年、2015 年、2018 年、2020 年四期数据,空间分辨率 1 km	http://www.resdc.cn/
数字高程模型数据 Digital Elevation Model Data	栅格数据	空间分辨率 1 km	http://www.gscloud.cn/
归一化植被指数 Normalized Difference Vegetation Index	栅格数据	2010 年、2015 年、2018 年、2020 年四期数据,空间分辨率 1 km	http://www.resdc.cn/
降雨 Precipitation	栅格数据	多年期年平均数据	http://www.resdc.cn/
气温 Temperature	栅格数据	经过 DEM 修正后的年平均数据	http://www.resdc.cn/

2.1 生态系统分类

本文借鉴国内和国际土地利用分类体系,将包括耕地、林地、草地、水域、居民地和未利用土地 6 个一级类型以及 25 个二级类型划分为六大生态系统,即农田生态系统、森林生态系统、草地生态系统、水域生态系统、城镇生态系统和其他生态系统。在分类基础上,使用移动窗口模型来研究工程未实施、实施中、实施后各生态

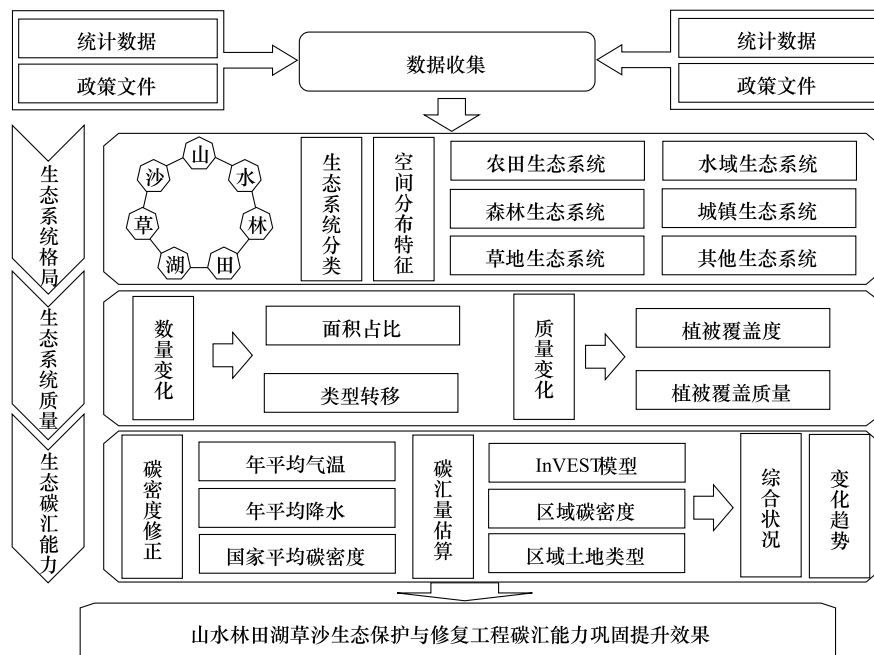


图2 研究框架

Fig.2 Research framework

系统的结构、分布以及交互转化情况,明确工程的影响作用与强度。

2.2 生态系统质量

植被是反映生态系统质量的重要指标之一^[33-35],本文选择归一化植被指数(NDVI, Normalized Difference Vegetation Index)的空间分布、年平均值和标准差、高值网格为主要指标参数来分析陆表植被长势时空变化特征,间接反映生态系统的质与量的时空变化。

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$$

式中,NDVI 为归一化植被指数;NIR 为近红外波段;Red 为红光波段。

2.3 生态系统碳汇

在区域生态系统服务的相关研究中 InVEST 模型被广泛应用^[36-38]。本研究借助 InVEST 模型中的碳存储和封存模块科学估算试点工程区域的碳存储。在该模块中碳存储被定义为地上生物量碳存储、地下生物量碳存储、土壤碳存储和死亡有机碳存储。地上生物量碳存储和地下生物量碳存储统称为生物量碳存储。死亡有机碳表示凋零物、枯木等中的碳储量,但是死亡有机碳不易观察和测量,且相对不那么重要^[5,39]。因此在本研究中不包括这种形式的碳存储。具体计算公式如下:

$$C_{total} = \sum_{i=1}^n S_i \times C_i, (i = 1, 2, 3 \cdots, n)$$

$$C_i = C_{i-above} + C_{i-below} + C_{i-soil}$$

式中 C_{total} 为区域碳汇总量, C_i 为 i 土地利用类型的碳密度, A_i 为 i 土地利用类型的面积, $C_{i-above}$ 为 i 土地利用类型的地上生物量碳密度, $C_{i-below}$ 为 i 土地利用类型的地下生物量碳密度, C_{i-soil} 为 i 土地利用类型的土壤碳密度。

生物量碳密度和土壤碳密度受到降水和温度的影响显著^[40-41],根据 Tang 等建立的不同气候条件下土壤有机碳、生物量有机碳与气候因素(降水和温度)之间的关系模型,生物量碳密度和土壤碳密度与气候因素高度相关:碳密度随温度升高而降低,随降水增加而增加^[42]。本文借助已有研究^[42-48],对我国不同土地利用类

型的平均碳密度进行校正(表3),得到不同类型的生物量碳密度和土壤碳密度。具体情况如下:

考虑降水的回归模型

$\text{MAT} \leq 10^{\circ}\text{C}$:

$$C_{SP} = 0.07 \times \text{MAP} + 79.1$$

$$C_{BP} = 0.03 \times \text{MAP} + 14.4$$

$\text{MAT} \geq 10^{\circ}\text{C}$:

$$C_{SP} = 0.03 \times \text{MAP} + 45.3$$

$$C_{BP} = 0.02 \times \text{MAP} + 5.87$$

考虑温度的回归模型

$\text{MAP} \leq 400\text{mm}$:

$$C_{ST} = -5.8 \times \text{MAT} + 100.5$$

$$C_{BT} = -1.3 \times \text{MAT} + 16.7$$

$\text{MAP} \geq 400\text{mm}$:

$$C_{ST} = -3.4 \times \text{MAT} + 157.7$$

$$C_{BT} = -0.4 \times \text{MAT} + 43.0$$

式中 C_{SP} 和 C_{ST} 分别为考虑 MAP 和 MAT 的土壤碳密度拟合量; C_{BP} 和 C_{BT} 分别为考虑 MAP 和 MAT 的生物碳密度的拟合量。

$$F_{SP} = \frac{C_{SP}}{C'_{SP}}; F_{ST} = \frac{C_{ST}}{C'_{ST}}; F_{BP} = \frac{C_{BP}}{C'_{BP}}; F_{BT} = \frac{C_{BT}}{C'_{BT}}$$

$$F_S = \text{AVERAGE}(F_{SP}, F_{ST})$$

$$F_B = \text{AVERAGE}(F_{BP}, F_{BT})$$

式中 C'_{SP} 、 C'_{ST} 、 C'_{BT} 、 C'_{BP} 分别为国家层面的生物碳密度的拟合量。 F_{SP} 和 F_{ST} 分别是考虑降水因子、温度因子下的土壤碳密度校正系数; F_{BP} 和 F_{BT} 分别是考虑降水因子、温度因子下的生物碳密度校正系数; F_S 和 F_B 分别是土壤和生物碳密度的最终校正系数。

表 3 全国各生态系统平均碳密度

Table 3 National average carbon density of each Ecosystem-type in China

生态系统类型 Ecosystem types	国家碳密度 National carbon density/(Mg/ha)		
	$C_{i\text{-above}}$	$C_{i\text{-below}}$	$C_{i\text{-soil}}$
农田生态系统 Farm ecosystem	0.21	3	88.53
森林生态系统 Forest ecosystem	14.92	40.77	127.93
草地生态系统 Grassland ecosystem	1.39	3.41	96.33
水域生态系统 Aquatic ecosystem	0	0	0
城镇生态系统 Urban ecosystem	1.92	4.8	70.36
其他生态系统 Other ecosystem	0	0	0

$C_{i\text{-above}}$ 为 i 土地利用类型的地上生物量碳密度, $C_{i\text{-below}}$ 为 i 土地利用类型的地下生物量碳密度, $C_{i\text{-soil}}$ 为 i 土地利用类型的土壤碳密度

通过上述公式,本研究得出了各研究区的不同生态系统的碳密度(表4)。青海祁连山地区东西部降雨量差距非常显著,因此本文将其划分为两个部分分别计算。此外,将本文中的碳密度与现有研究结果进行比较,本文的碳密度计算结果并没有超出现有研究结果的范围,进一步验证了数据的准确性与可靠性(表5)。

2.4 生态系统碳汇功能区划分

根据已有的研究成果^[48],在生态系统碳密度计算及变化的基础上,将各个研究区划分为碳汇提升区、碳汇巩固区和碳汇退化区(表6)。

表 4 研究区各生态系统碳密度
Table 4 Carbon density of each ecosystem in the study area

生态系统类型 Ecosystem types	碳密度 Carbon density/(Mg/hm ²)					
	河北京津冀 水源涵养区	陕西 黄土高原	江西 赣南	甘肃 祁连山	青海祁连山 降水量 <400 mm	青海祁连山 降水量 ≥400 mm
农田生态系统 Farm ecosystem	92.64	69.53	70.79	71.29	85.94	101.95
森林生态系统 Forest ecosystem	182.09	138.70	154.50	130.14	158.58	197.19
草地生态系统 Grassland ecosystem	102.04	76.64	78.36	78.26	94.39	112.21
水域生态系统 Aquatic ecosystem	0.00	0.00	0.00	0	0	0
城镇生态系统 Urban ecosystem	77.56	58.38	60.52	58.87	7.11	85.10
其他生态系统 Other ecosystem	0.00	0.00	0.00	0	0	0

表 5 现有研究的碳密度
Table 5 Carbon density of existing studies

生态系统类型 Ecosystem types	现有研究的碳密度/(Mg/hm ²) Carbon density of existing studies		
农田生态系统 Farm ecosystem	祁连山地区 ^[49] 106.3	祁连山地区 ^[45] 93.30	
森林生态系统 Forest ecosystem	祁连山地区 ^[49] 159.6—199.5	祁连山地区 ^[50] 82.70	
草地生态系统 Grassland ecosystem	青海地区 ^[51] 97—174	祁连山地区 ^[52] 33.4—69.1	黄土高原 ^[53] 61.3—110.6

表 6 功能区划分
Table 6 Functional area classification

功能区 function areas	碳密度变化(Mg/hm ²) Changes in carbon density	生态系统类型转化 Conversion of ecosystem types
碳汇提升区 Carbon Sink Enhancement Area	>5	农田-草地、农田-森林、草地-森林 城镇-农田、城镇-草地、城镇-森林 其他或水域-城镇、其他或水域-农田、 其他或水域-草地、其他或水域-森林
碳汇巩固区 Carbon Sink Consolidation Area	[-5,5]	生态系统未发生转化
碳汇退化区 Carbon Sink Degraded Area	<-5	农田-城镇、草地-农田、草地-城镇、 森林-农田、森林-草地、森林-城镇、 农田、草地、森林、城镇-其他或水域

3 结果与分析

3.1 工程区生态系统格局与质量变化分析

3.1.1 工程区生态系统格局变化分析

2010 年—2020 年,各试点区生态系统没有显著的地带性变化,各工程区主导生态系统仍然保持优势地位(图 3)。例如江西赣南地区森林生态系统广泛分布整个地区,面积占整个系统的 70%以上,其次是农田生态系统、草地生态系统;河北京津冀水源涵养区森林生态系统与农田生态系统呈现显著的东西分化状态,森林生态系统较多集中于东部地区;陕西黄土高原地区的草地生态系统是占比最高的生态系统,甘肃祁连山与青海祁连山地区草地生态系统同样是主导生态系统,但两地生态系统地带性分布有显著差异,在甘肃祁连山呈现森林-草地-农田的放射状分布,青海祁连山则是草地生态系统分布于中西部,森林生态系统集中于东北部。2016 年工程开展以后,各生态系统的面积发了显著的变化,例如河北京津冀水源涵养区的西部地区森林生态系统有所增加,江西赣南中部地区的城镇生态系统在原有基础上的到了一定程度的扩张,青海祁连山工程区

中青海湖西北方的草地生态系统也有所增加。

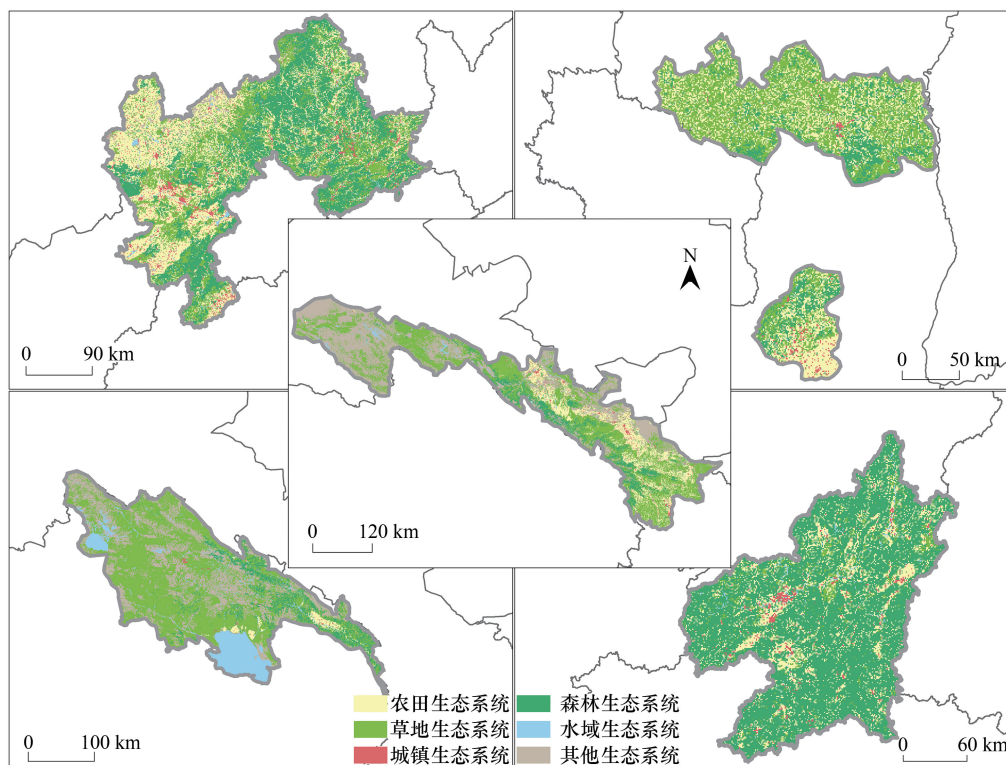


图3 2020年各研究区生态系统类型空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ecosystem types in each study area

工程注重全要素的整体保护与修复,但本底条件、生态问题、工程措施等的差异性会导生态系统面积产生不同的变化。就整体面积变化而言,2018年工程实施后,主要的碳汇生态系统——森林、草地生态系统面积下降趋势的得以缓解,整体占比保持稳定,部分区域的林草水域态系统占比出现了小幅度的提升(图4)。例如甘肃祁连山地区的森林草地生态系统保持稳定,青海祁连山地区的草地生态系统相较于2015年提升了6.04%;江西赣南地区经过工程的实施,遏止了森林生态系统的下降趋势,实现了森林生态系统的稳固发展。虽然工程的实施没有改变生态系统的宏观格局,但是工程的实施加强了各生态系统之间的相互转移。以河北京津冀水源涵养区为例,2010年至2015年,由于并未开展山水林田湖草生态保护修复工程,各类生态系统相互转化面积较小,2016年工程开展后,生态系统相互转移面积显著增加,约占总面积的41.7%,其中农田、草地、其他生态系统面积有明显下降,其减少的生态系统多数转变成了森林、农田和城镇生态系统,由于试点区的主要策略之一就是水源地水质保护与涵养,因此水域生态系统面积变化幅度比较小。2018年至2020年是工程实施后期与管护期,各生态系统正向稳定演替,系统间相互转化面积较小,值得注意的是水域生态系统面积开始缓慢增加,符合工程的核心要旨与规划预期。

3.1.2 工程区生态系统质量时空变化分析

为了研究山水林田湖草生态保护修复工程第一批试点区生态系统质量时空变化情况,首先,从整体空间分布的情况来分析(图5),河北京津冀水源涵养区植被覆盖度较高的地区位于地势相对较低的东部和南部地区,随之向西部地区逐渐降低;陕西黄土高原区南半部分植被覆盖度较高的地区主要集中于北部山地丘陵区,与南部的城镇乡村生活区具有明显的分隔线;江西赣南植被覆盖度高的地区大多属于生物多样性保护的生态功能区,且东南部地区植被覆盖状况明显优于其他区域;青海祁连山东西部差异明显,东部青海湖附近的植被长势显著优于其他区域;甘肃祁连山地区的植被覆盖情况有着显著的差异性,覆盖度较高的地区主要集中在南部。

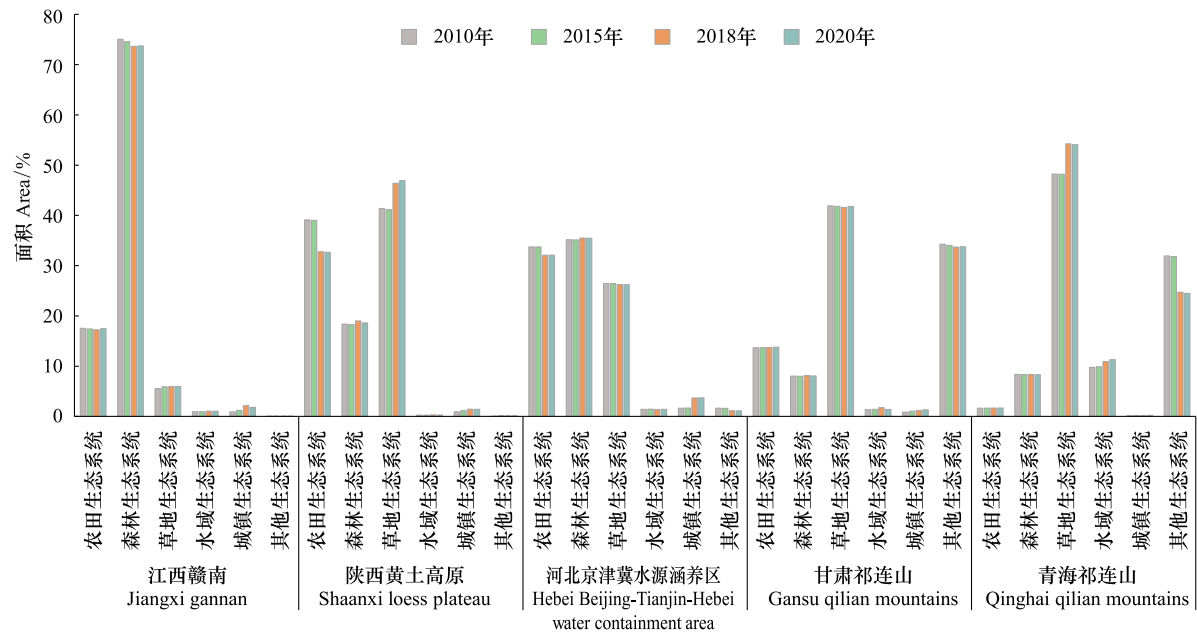


图 4 2010 年—2020 年各研究区生态系统类型占比
Fig.4 Percentage of ecosystem types in each study area (2010—2020)

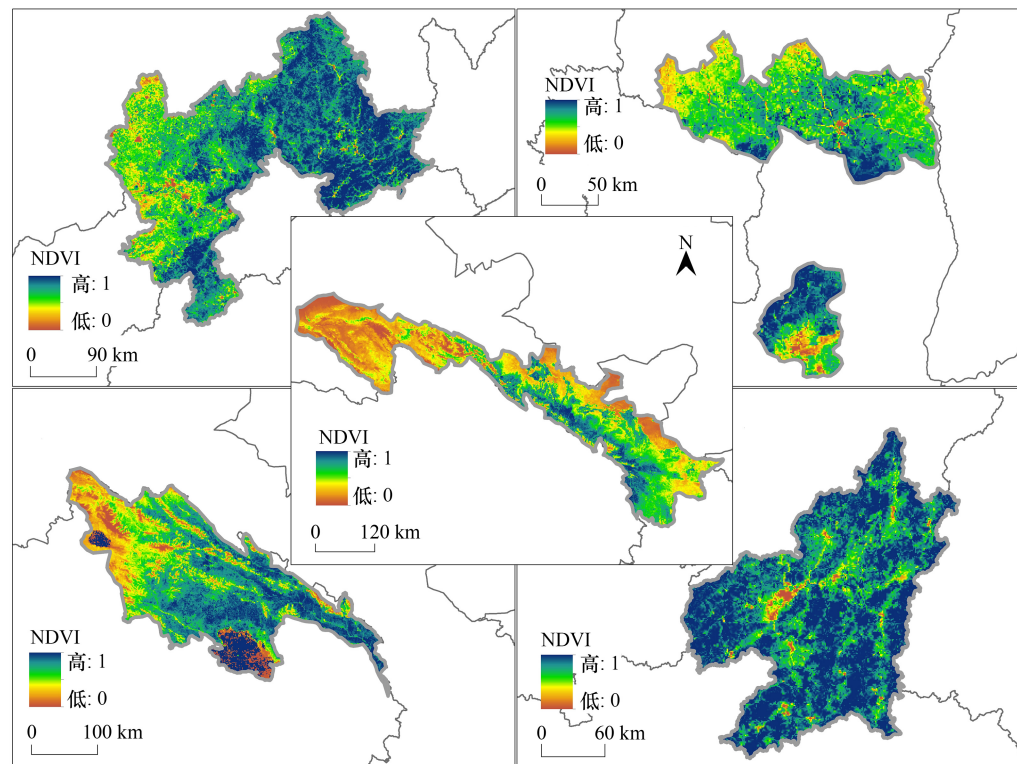


图 5 2018 年研究区 NDVI 空间分布
Fig.5 Spatial distribution of NDVI in the study area in 2018

从时间上对比来看,工程实施前后差异显著,2018 年与 2020 年的 NDVI 值要略高于 2015 年(表 7),且 NDVI 高值覆盖区域显著增加,生态系统出现了质和量的双重变化。首先是数量的变化,工程实施后森林生

态系统与草地生态系统都有不同程度的增加,例如河北京津冀水源涵养区西部地区植被覆盖区域显著增加,甘肃祁连山的东部地区同样出现了林草面积增加的情况。其次,生态系统质量也实现了较大幅度的改善,例如江西赣南与陕西黄土高原的 NDVI 高值区都出现了不同程度的增加。这也从侧面反映出试点工程区的生态保护与修复工程卓有成效。

表 7 2010—2020 年分区统计 NDVI 值
Table 7 NDVI in the study area for 2010—2020

	2010 年		2015 年		2018 年		2020 年	
	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
河北京津冀水源涵养区 Hebei Beijing-Tianjin-Hebei Water Containment Area	0.73	0.10	0.75	0.13	0.78	0.11	0.78	0.11
陕西黄土高原 Shaanxi Loess Plateau	0.62	0.11	0.65	0.13	0.75	0.10	0.70	0.11
江西赣南 Jiangxi Gannan	0.77	0.06	0.81	0.09	0.82	0.10	0.82	0.10
甘肃祁连山 Gansu Qilian Mountains	0.34	0.21	0.35	0.24	0.39	0.23	0.41	0.24
青海祁连山 Qinghai Qilian Mountains	0.51	0.24	0.55	0.25	0.58	0.26	0.56	0.25

3.2 工程区生态系统格局和质量变化对固碳的影响

本文利用 InVEST 模型估算了 2010 年、2015 年、2018 年和 2020 年的碳汇量(图 6)。结果表明山水林田湖草生态保护修复工程区生态系统格局和质量的变化对于生态系统碳汇能力的巩固与提升具有积极作用。

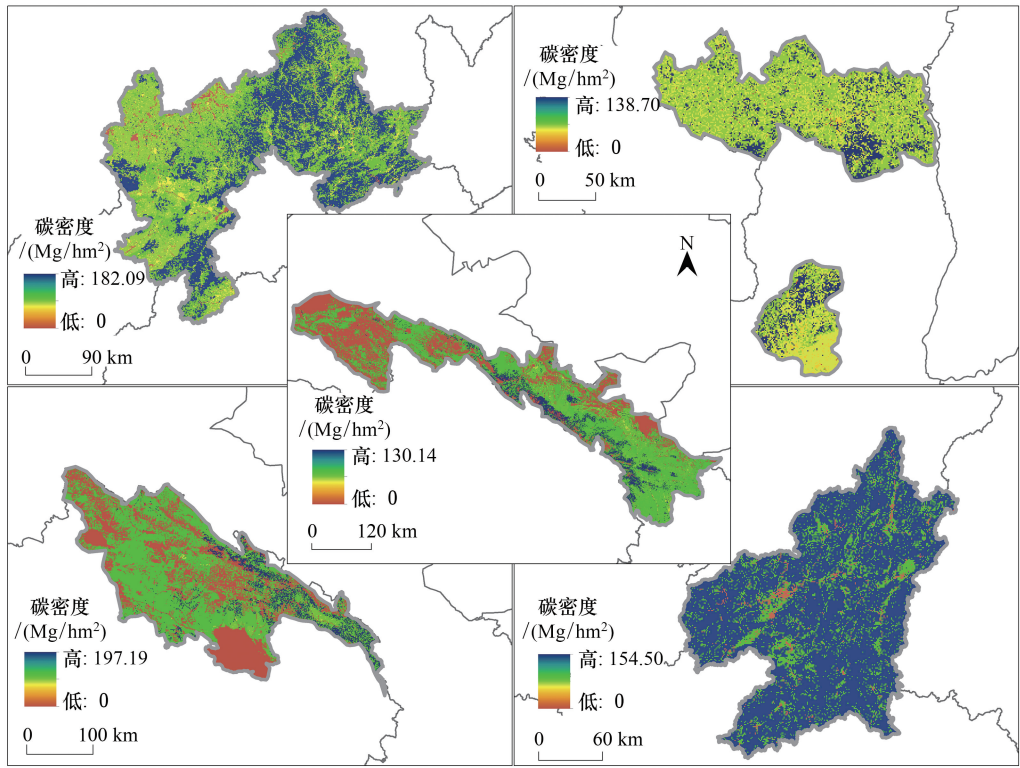


图 6 2020 年研究区碳密度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of carbon density in the study area in 2020

从碳密度的空间分布来看,森林生态系统的碳密度最高,草地生态系统次之,这两种生态系统提供了 80%以上的生态系统碳汇。在不同的气候与土地利用变化的双重影响下,生态系统的碳储量存在一定差异,各工程区生态系统碳储量分布存在显著的空间差异,例如甘肃祁连山碳密度高值区主要分布在南侧的狭长地

带,低值区主要分布在西部地势起伏较大的区域。

从碳汇总量的变化来看,山水林田湖草生态保护修复工程开展以后,遏止了年际碳汇量下降的趋势,整体碳汇实现大幅度增加(图7)。估计显示试点工程开展以后,2018年第一批试点区年总碳汇量增加 32.74 Tg,2020 年增加 31.28 Tg,且研究区仅 2020 年便能够带来 2618.18 Tg 的碳汇,约能够抵消全球 2020 年碳排放总量的 0.81%。2010 年至 2020 年,总的碳储量呈现出稳定或小幅度上升的趋势。2010 年至 2015 年期间,五个试点区总碳储量损失为 2.85 Tg($1 \text{ Tg} = 10^6 \text{ Mg}$),其中河北京津冀水源涵养区总碳损失约为 0.068 Tg,陕西黄土高原碳损失为 0.083 Tg,江西赣南损失了 1.7 Tg,甘肃祁连山损失了 0.28 Tg,青海祁连山东西部贡献差异明显,东部降雨量超过 400 mm 的地区碳损失了 0.29 Tg,西部降雨量小于 400 mm 的地区碳损失了 0.07 Tg。山水林田湖草生态保护修复工程开展以后,青海祁连山碳汇量增加最为显著,2018 年年碳汇量增加了 34.74 Tg,特别是降雨量小于 400 mm 的区域,贡献了 99.23% 的碳汇增加量;河北京津冀水源涵养区碳汇量也开始增加,工程开展后增加 0.55 Tg;甘肃祁连山区扭转下降趋势,但碳汇增加量较小,2020 年相较于 2018 年增加了 0.11 Tg;虽然 2020 年江西赣南的碳汇总量仍小于较 2010 年,但是相较于 2018 年碳汇量开始增加,说明工程实施效果开始逐步显现;陕西黄土高原 2018 年年际碳汇总量增加了 1.94 Tg,但是黄土高原土层浅薄,仍需要长期的植被封育措施才能显著改善生态系统功能。

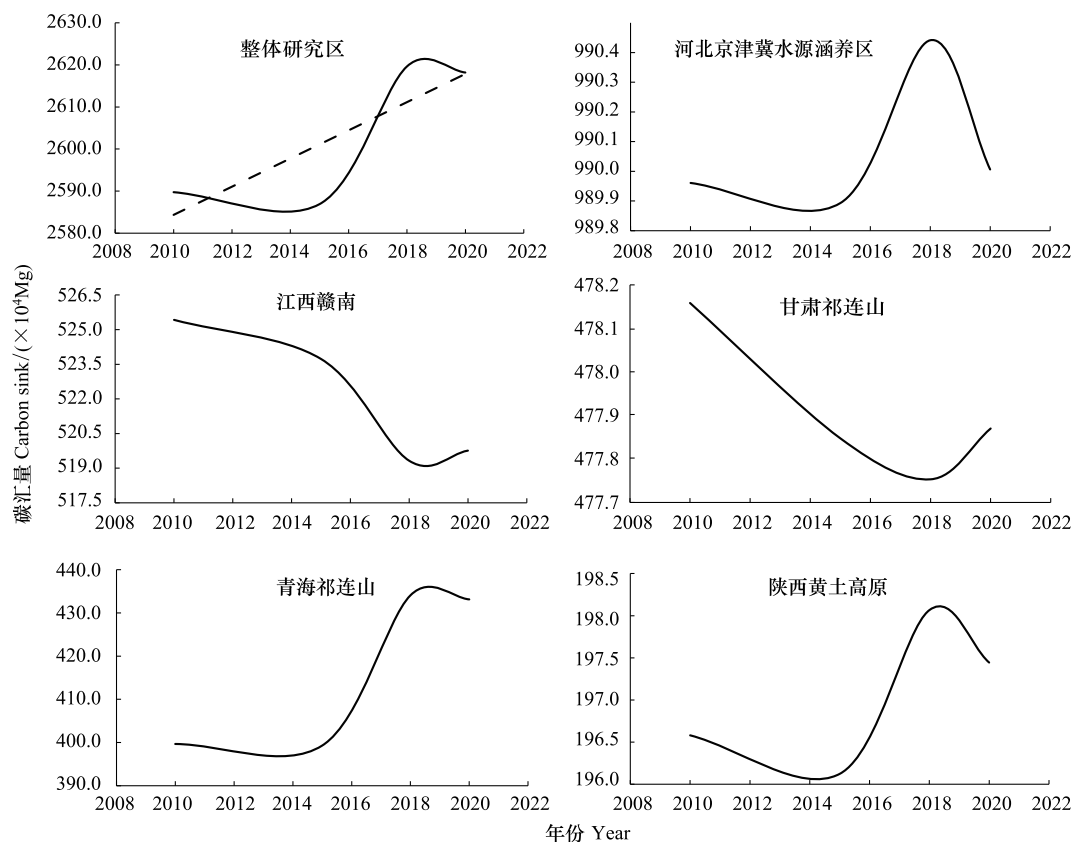


图7 2010年—2020年研究区碳汇年际变化

Fig.7 Interannual variation of carbon sinks in the study area from 2010 to 2020

3.3 工程区碳汇潜力评估

在生态保护修复工程的影响下,土地利用类型发生了不同的转变,相应的土地碳储存量也发生了不同的变化。2010年至2015年之间整体碳汇功能保持稳定,仅存在极少波动区域,各试点区的碳汇功能不变区面积占总区域面积的99%以上,碳汇提升区不到1%。工程的开展在巩固碳汇功能的基础上,增加碳汇提升区面积。2016年山水林田湖草生态保护修复试点工程的开展对于生态系统碳汇能力的巩固与提升有着相当显

著的成效(图8)。整体碳汇提升区实现大幅度增加,到目前为止累积增加了 22.68% 的碳汇提升区面积(图9)。

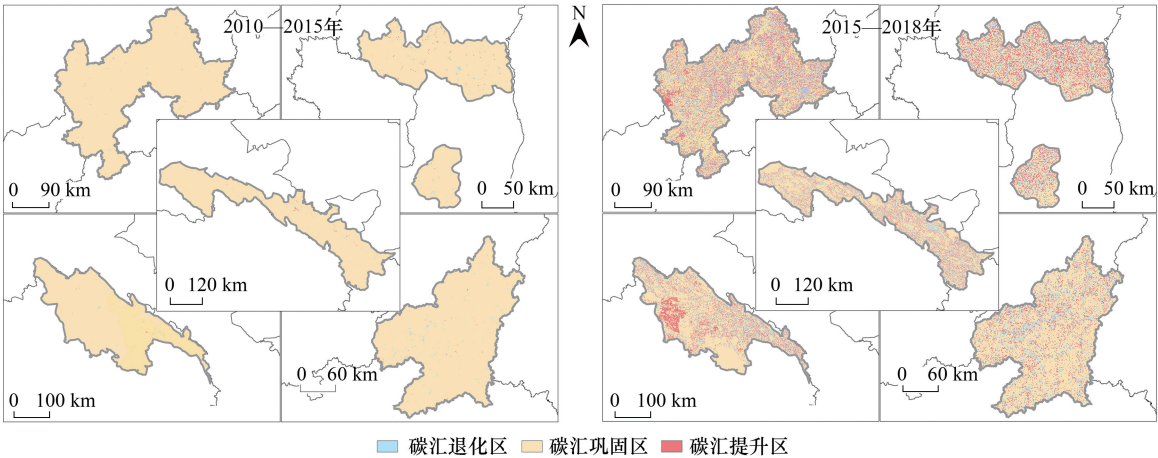


图8 不同时期碳汇功能区空间分布

Fig.8 Spatial distribution of carbon sink functional areas in different periods

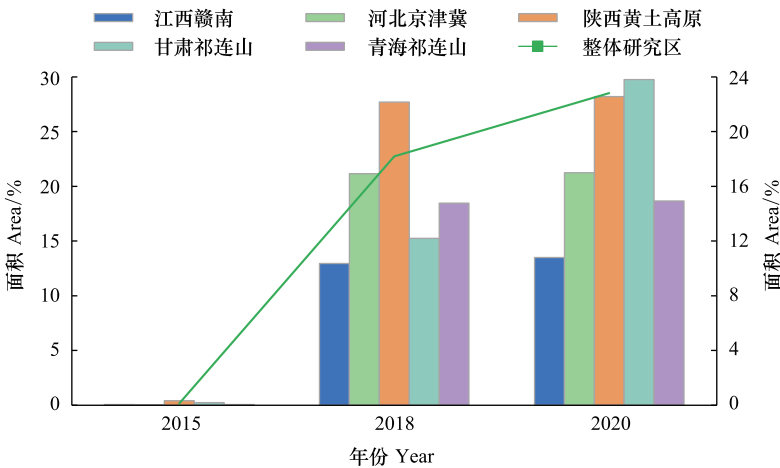


图9 2010年—2020年碳汇潜力提升区累积变化图

Fig.9 Cumulative change map of carbon sink potential enhancement area from 2010—2020

从生态系统碳汇功能区分析,甘肃祁连山累积碳汇提升面积最大为 29.75%,且保持着持续的增加态势,2020 年较 2018 年仍有 14.50% 的区域转变为碳汇提升区。青海祁连山累积碳汇提升面积占比为 18.67%,青海祁连山主要分布在绿洲变化的荒漠地区,这在很大程度上是由这一时期的大规模荒地开发造成的,这导致了大面积的荒地和沙地转变成农田、草地,从而增加碳密度,增强了碳汇功能。陕西黄土高原区累积碳汇潜力提升面积为 28.19%,该试点区的重要举措就是防治水土流失,进而改善土壤碳库,因此未来的碳汇提升潜力巨大。在河北京津冀水源涵养区的西部有一处相对明显的碳汇提升区,这与退耕还林还草、水源林建设等工程措施有很大关联。江西赣南地区在工程开展后碳汇提升面积最小,约占 12.96%,江西赣南地区位于南岭、武夷山、罗霄山三山汇聚区,植被茂盛,工程的侧重于低质林改造与水环境的综合治理,对土地利用类型的改变较小,因而碳汇功能变化区域较小;但低质林改造与水环境的综合治理能有效改善河流水系水循环,促进全要素生态系统的类型转化,进而继续改善生态系统的固碳能力。

到 2020 年,各试点区的碳汇均在 2018 年的基础上保持稳定,并存在小部分的继续提升区,其中甘肃祁连

山地区仍存在 14.50% 的碳汇提升区,说明工程对于碳汇潜力的巩固与提升仍有余力。

4 讨论与结论

山水林田湖草生态保护修复工程是生态系统恢复的有效措施。借助生态修复提升生态系统固碳潜力,助推“双碳”目标的实现,无疑是土地利用碳减排的新路径。2016 年国家部委联合印发了《关于推进山水林田湖生态保护修复工作的通知》,并开始针对性的实施第一批试点工程。在生态修复的初级阶段,由于降水的时空分布与土壤侵蚀等自然因素,水土流失是干扰土壤有机碳库的主要原因。河北京津冀水源涵养区与江西省赣南两地的水土流失通过采取土地综合整治、矿山生态修复、流域水环境保护治理等措施明显好转^[23,54];陕西黄土高原区为代表的水土流失重点区,控水土、保林草、稳碳汇是主要目标,工程实施后生态系统格局发生转变,区域草地生态系统面积显著增加,生态系统质量也得到提升,林分质量得到显著改善,碳汇总量下降趋势得到缓解,生态系统碳汇能力得到有效恢复。

生态修复的成熟阶段则注重多生态系统的和谐发展。试点工程综合考量生态空间保护修复、农村和城镇空间整治修复策略,包括生态系统保护修复、生物多样性保护、水环境治理、退化土地修复治理、土地综合整治等。一系列的工程措施,加速了各生态系统之间的相互转化,遏制了区域水土流失、土地退化等生态系统负向演替。在自然因素与生态工程管护的共同影响下,第一批试点区生态系统碳汇功能持续退化与下降的趋势已经基本逆转,生态系统格局继续转变,碳汇生态系统面积增加,整体生态质量持续提升,生态服务功能不断增强,生态系统的固碳能力不断提升。一年所带来陆地生态系统的碳汇,约能够抵消全球 2020 年碳排放总量的 0.81%。

目前 25 个试点工程仍处于开展建设中,陆地绿色生态空间保护与修复超过 1900 km²,生物多样性及其森林草原等关键物种栖息地保护涉及面积超过 5800 km²,绿色空间得到修复与扩大,生态系统稳定性不断增强^[20]。山水林田湖草生态保护修复工程的一些措施,例如封山育林、退耕还林还草等,减少了人类活动对生态系统的干扰,并对陆地生态系统的土壤碳库产生了积极影响。截至 2021 年 4 月,全国草原综合植被盖度达 56.1%,全森林面积提升至 23.04%,森林面积与蓄积量多年保持双增长。据自然资源部测绘发展研究中心报告森林植被的总碳储量达到 89.8 亿吨,能够固化全球约 27.82% 的碳排放。其次,禁止和减少森林砍伐可以丰富植被群落,不仅能够影响地上生物量碳库,而且由于森林、草地表面的积累,地下生物量也趋于增加。此外,将耕地、未利用地等转化为林地对碳汇的影响比草地要慢,但是更长久^[55]。

值得关注的是,在生态修复的整个过程中量化或评估土地利用变化与碳储量之间的关系对生态系统固碳研究具有重要意义。早期的研究中,学者们利用统计资料、实地观测等方法对森林、草地等单一生态系统的碳储量进行了测算^[4-5]。随着研究的不断深入,学者们将观测数据、气候数据与土地利用数据相结合起来,尝试着用数学方法推导或估算各生态系统的碳汇量^[3],并探析土地利用类型或生态系统类型变化对碳汇产生的影响。21 世纪后,InVEST 模型被广泛应用于碳储量的空间分布、定量估算以及分析生态系统转换对生态系统碳储量的影响研究^[5,56]。研究结果均表明,不同土地利用类型或生态系统类型之间的转换对生态系统中碳收支的影响差异较大。

以往的研究较多关注的是土地利用类型或生态系统类型的变化对固碳产生的影响,但生态系统质量的变化对生态系统固碳亦具有影响。生态系统的质量可以用植被、土壤等指标来体现,有很多学者发现了生态系统转化对生态系统质量是有显著影响的,例如张佑铭等学者分析的土地利用转变下植被的固碳变化^[8]、李蓓蓓通过 Bookkeeping 模型计算了我国东北地区的长期碳收支^[57]、王渊刚等荒漠—绿洲—农田转化情况对碳储量影响^[58],研究结果均发现植被覆盖度越高,陆地表面固碳能力越强。实际上,上述研究均反映了生态系统质量改变对固碳的影响。生态保护修复是目前增加生态系统碳汇的高效可行方式,也是实现“双碳”目标的必然选项。未来的研究需要实现格局到质量的转化,强化生态系统质量变化对生态系统固碳的影响研究。

本文基于第一批山水林田湖草生态保护修复工程,对区域生态保护修复工程实施前后的生态系统碳汇能

力进行研究,得到了以下结论:

(1)山水林田湖草生态保护修复试点工程加速了各类生态系统间的相互转化,主要表现为城镇生态系统的增加、农田生态系统的减少;工程区植被覆盖度整体提高,NDVI 值平均水平不断上升、高值区逐步扩大,劣质、低质生态系统改造成果显著,陆地生态系统质量有效提升。

(2)研究区生态系统碳汇能力和潜力得到有效改善,碳汇面积与碳汇量显著增加。工程累积增加碳汇面积 22.68%,其中工程实施前期增加碳汇面积 18.06%,中后期增加面积 4.62%;工程实施后 2018 年碳汇总量增加 32.74 Tg,2020 年碳汇总量增加 31.28 Tg,年均碳汇潜力的提升约 1.24%;工程在增加生态系统质与量、碳汇潜力的巩固与提升上具有显著成效。

参考文献(References):

- [1] UNFCCC. Paris Agreement.2015.
- [2] Lal R. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 2005, 220(1/2/3): 242-258.
- [3] 方精云,陈安平,赵淑清,慈龙骏.中国森林生物量的估算:对 Fang 等 Science 一文(Science, 2001, 291: 2320—2322)的若干说明. *植物生态学报*, 2002, 26(2): 243-249.
- [4] 高阳,金晶炜,程积民,苏纪帅,朱仁斌,马正锐,刘伟.宁夏回族自治区森林生态系统固碳现状. *应用生态学报*, 2014, 25(3): 639-646.
- [5] 张影,谢余初,齐姗姗,巩杰,张玲玲.基于 InVEST 模型的甘肃白龙江流域生态系统碳储量及空间格局特征. *资源科学*, 2016, 38(8): 1585-1593.
- [6] 李瑾璞.基于 InVEST 模型的土地利用变化与生态系统碳储量研究——以雄安新区为例[D].保定:河北农业大学,2020.
- [7] 温有越,孙强,燕玉超,肖敏志,宋巍巍,杨剑.粤港澳大湾区陆地生态系统演变对固碳释氧服务的影响. *生态学报*, 2020, 40(23): 8482-8493.
- [8] 张佑铭,郎梦凡,刘梦云,谢宝妮,常庆瑞.土地利用转变与海拔高度协同作用下黄土高原植被固碳变化特征. *生态学报*, 2022, 42(10): 3897-3908.
- [9] 朱紫菱,谢小魁,熊俊,孙广睿,杜峯屹,韩天政,梅婷.长沙市城市森林覆盖率变化及固碳释氧价值量评估. *林业科技通讯*, 2020(4): 6-9.
- [10] 范建忠,李登科,周辉.陕西省退耕还林固碳释氧价值分析. *生态学杂志*, 2013, 32(4): 874-881.
- [11] 王姝,张艳芳,位贺杰,张宏运.生态恢复背景下陕甘宁地区 NPP 变化及其固碳释氧价值. *中国沙漠*, 2015, 35(5): 1421-1428.
- [12] 平晓燕,王铁梅,卢欣石.农林复合系统固碳潜力研究进展. *植物生态学报*, 2013, 37(1): 80-92.
- [13] 朱坤,彭建松,张文莉,黄丽,李晓红,代继平.曲靖市森林生态系统固碳释氧的生态效益. *森林工程*, 2022, 38(2): 34-43.
- [14] 郭义强.生态保护修复有助于碳中和. *资源与人居环境*, 2021(4): 52-53.
- [15] 成金华,尤喆.“山水林田湖草是生命共同体”原则的科学内涵与实践路径. *中国人口·资源与环境*, 2019, 29(2): 1-6.
- [16] 张进德.科学实施山水林田湖草生态保护与修复工程. *水文地质工程地质*, 2018, 45(3): 3.
- [17] 欧阳志云.我国生态系统面临的问题与对策. *中国国情国力*, 2017(3): 6-10.
- [18] 欧阳志云,崔华红,郑华.我国生态安全面临的挑战与对策. *科学与社会*, 2015, 5(1): 20-30.
- [19] 石先闯,江男,安如海,王秀娟,郭东.京津冀水源涵养区承德坝坝地区水土保持助推京津冀生态屏障的成效及经验. *吉林水利*, 2020(2): 39-41, 52.
- [20] 罗明,于恩逸,周妍,应凌霄,王军,吴钢.山水林田湖草生态保护修复试点工程布局及技术策略. *生态学报*, 2019, 39(23): 8692-8701.
- [21] 王夏晖,何军,饶胜,蒋洪强.山水林田湖草生态保护修复思路与实践. *环境保护*, 2018, 46(S1): 17-20.
- [22] 吴兵,刘艳君,李贺.吉林省长白山山区山水林田湖草生态保护修复思路探讨. *环境与发展*, 2019, 31(9): 207-208, 210.
- [23] 吴运连,谢国华.赣州山水林田湖草生态保护修复试点的实践与创新. *环境保护*, 2018, 46(13): 80-83.
- [24] 吕小永.陕西省黄土高原地区山水林田湖生态保护修复工程实践. *中国资源综合利用*, 2018, 36(10): 157-159.
- [25] 刘时栋,刘琳,张建军,王柯,郭义强.基于生态系统服务能力提升的干旱区生态保护与修复研究——以额尔齐斯河流域生态保护与修复试点工程区为例. *生态学报*, 2019, 39(23): 8998-9007.
- [26] 王波,王夏晖.推动山水林田湖生态保护修复示范工程落地出成效——以河北围场县为例. *环境与可持续发展*, 2017, 42(4): 11-14.
- [27] 王涛,高峰,王宝,王鹏龙,王勤花,宋华龙,尹常亮.祁连山生态保护与修复的现状问题与建议. *冰川冻土*, 2017, 39(2): 229-234.
- [28] 陈艳华,赖庆标.探索“山水林田湖”生命共同体村庄综合整治之路——福建省长汀县南山下村和半坑村的创新实践. *中国土地*, 2017(1): 46-48.
- [29] 苏海磊,王凡凡,陈海燕,刘雪松,魏源,罗艳,陈灵敏,白敏冬.浙江省丽水市山水林田湖草生态保护修复工程规划与实践. *环境工程技术学报*, 2022, 12(1): 224-231.
- [30] 王柯,郭义强,张建军,张亚男,刘时栋.基于时空分析的生态保护与修复试点工程实施效果评估——以赣州市为例. *生态学报*, 2019,

- 39(23): 8867-8877.
- [31] 马蓉蓉, 黄雨晗, 周伟, 周际, 白中科, 官炎俊, 郑连福, 詹培元, 杨正, 张艳. 祁连山山水林田湖草生态保护与修复的探索与实践. 生态学报, 2019, 39(23): 8990-8997.
- [32] 邹长新, 王燕, 王文林. 统筹设计 科学分区 强化管理——青海祁连山山水林田湖草生态保护与修复探索实践. 中国生态文明, 2019(1): 74-75.
- [33] 汲玉河, 周广胜, 王树东, 王丽霞, 周梦子. 2000—2019 年秦岭地区植被生态质量演变特征及驱动力分析. 植物生态学报, 2021, 45(6): 617-625.
- [34] 李冠稳, 高晓奇, 肖能文. 基于关键指标的黄河流域近 20 年生态系统质量的时空变化. 环境科学研究, 2021, 34(12): 2945-2953.
- [35] 计伟, 刘海江, 高吉喜, 马欢, 宋婷, 高艳妮, 冯朝阳. 黄河流域生态质量时空变化分析. 环境科学研究, 2021, 34(7): 1700-1709.
- [36] Boithias L, Acuña V, Vergoñós L, Ziv G, Marcé R, Sabater S. Assessment of the water supply: demand ratios in a Mediterranean Basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 567-577.
- [37] He C Y, Zhang D, Huang Q X, Zhao Y Y. Assessing the potential impacts of urban expansion on regional carbon storage by linking the LUSD-urban and InVEST models. *Environ Model Softw*, 2016, 75: 44-58.
- [38] Zhao M M, He Z B, Du J, Chen L F, Lin P F, Fang S. Assessing the effects of ecological engineering on carbon storage by linking the CA-Markov and InVEST models. *Ecological Indicators*, 2019, 98: 29-38.
- [39] 朱文博, 张静静, 崔耀平, 郑辉, 朱连奇. 基于土地利用变化情景的生态系统碳储量评估——以太行山淇河流域为例. 地理学报, 2019, 74(3): 446-459.
- [40] Raich J W, Nadelhoffer K J. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology*, 1989, 70(5): 1346-1354.
- [41] 阿米娜木·艾力, 常顺利, 张毓涛, 仇瑶, 何平. 天山云杉森林土壤有机碳沿海拔的分布规律及其影响因素. 生态学报, 2014, 34(7): 1626-1634.
- [42] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, Tang Z Y, Wang W T, Zhao Y C, Wan H W, Xie Z Q, Shi X Z, Wu B F, Wang G X, Yan J H, Ma K P, Du S, Li S G, Han S J, Ma Y X, Hu H F, He N P, Yang Y H, Han W X, He H L, Yu G R, Fang J Y, Zhou G Y. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4021-4026.
- [43] 陈光水, 杨玉盛, 谢锦升, 杜紫贤, 张静. 中国森林的地下碳分配. 生态学报, 2007, 27(12): 5148-5157.
- [44] Alam S A, Starr M, Clark B J F. Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: a regional carbon sequestration study. *Journal of Arid Environments*, 2013, 89: 67-76.
- [45] 徐丽, 于贵瑞, 何念鹏. 1980s-2010s 中国陆地生态系统土壤碳储量的变化. 地理学报, 2019, 29(1): 49-66.
- [46] Li K R. Vegetation and soil carbon storage in China. *Science in China Series D*, 2004, 47(1): 49.
- [47] Zhao S Q, Zhu C, Zhou D C, Huang D, Werner J. Organic carbon storage in China's urban areas. *PLoS One*, 2013, 8(8): e71975.
- [48] Zhou J J, Zhao Y R, Huang P, Zhao X, Feng W, Li Q Q, Xue D X, Dou J, Shi W, Wei W, Zhu G F, Liu C F. Impacts of ecological restoration projects on the ecosystem carbon storage of inland river basin in arid area, China. *Ecological Indicators*, 2020, 118: 106803.
- [49] 常宗强, 冯起, 司建华, 李建林, 苏永红. 祁连山不同植被类型土壤碳贮量和碳通量. 生态学杂志, 2008, 27(5): 681-688.
- [50] Wagner B, Liang E Y, Li X X, Dulamsuren C, Leuschner C, Hauck M. Carbon pools of semi-arid *Picea crassifolia* forests in the Qilian Mountains (north-eastern Tibetan Plateau). *Forest Ecology and Management*, 2015, 343: 136-143.
- [51] Liu S L, Zhang F W, Du Y G, Guo X W, Lin L, Li Y K, Li Q, Cao G M. Ecosystem carbon storage in alpine grassland on the Qinghai Plateau. *PLoS One*, 2016, 11(8): e0160420.
- [52] 胡启武, 欧阳华, 刘贤德. 祁连山北坡垂直带土壤碳氮分布特征. 山地学报, 2006, 24(6): 654-661.
- [53] 张梦旭, 刘蔚, 朱猛, 李若麟. 甘肃河西山地土壤有机碳储量及分布特征. 中国沙漠, 2019, 39(4): 64-72.
- [54] 曹智, 何菲, 肖恩君. 河北山水林田湖草生态保护修复综合治理带来多重效益[A]. 廊坊市应用经济学会. 对接京津——经济强省 绿色发展论文集. 廊坊市应用经济学会, 廊坊市应用经济学会, 2018: 73-76.
- [55] Deng L, Liu G B, Shangguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. *Global Change Biology*, 2014, 20(11): 3544-3556.
- [56] 刘洋, 张军, 周冬梅, 马静, 党锐, 马靖靖, 朱小燕. 基于 InVEST 模型的疏勒河流域碳储量时空变化研究. 生态学报, 2021, 41(10): 4052-4065.
- [57] 李蓓蓓, 方修琦, 叶瑜, 张学珍. 中国东北地区过去 300 年耕地开垦导致的碳收支. 中国科学: 地球科学, 2014, 44(9): 1987-1996.
- [58] 王渊刚, 罗格平, 冯异星, 韩其飞, 范彬彬, 陈耀亮. 近 50a 玛纳斯河流域土地利用/覆被变化对碳储量的影响. 自然资源学报, 2013, 28(6): 994-1006.