

杨丽雯,李小军,杨昊天,等.腾格里沙漠东南缘人工固沙植被生态系统固碳服务供需平衡定量评价[J].中国沙漠,2025,45(3):222-232.

腾格里沙漠东南缘人工固沙植被生态系统 固碳服务供需平衡定量评价

杨丽雯^{1,2,3}, 李小军², 杨昊天², 张志山², 史卓群¹,
秦 晓¹, 洪丹丹⁴, 王大勇⁵

(1.山西能源学院 经济系, 山西 晋中 030060; 2.中国科学院西北生态环境资源研究院 沙坡头沙漠研究试验站, 甘肃 兰州 730000; 3.北京大学 城市与环境学院, 北京 100871; 4.上海市地矿工程勘察(集团)有限公司, 上海 200436; 5.山西省气候中心, 山西 太原 030006)

摘要:为更好地评估生态恢复工程的固碳服务效果,本研究定量评价了2015年和2020年沙坡头人工固沙植被生态系统不同演替阶段固碳服务供需平衡。结果表明:(1)人工固沙植被生态系统单位面积固碳服务供给量随固沙年限增加呈现波动上升趋势,在固沙52年以后逐渐趋于稳定。固沙前17年,灌木是固碳服务的主要贡献者,固沙25~60年以土壤固碳服务为主。土壤与灌木固碳服务供给呈现显著负相关,符合回归方程 $y=9.88-3.21\ln x$ 。草本植物生物量随固沙年限延长而增加,土壤固碳服务供给在较长时间内持续增加。(2)沙坡头区2020年固碳服务需求比2015年增长43.33%,主要受建设用地碳排放量迅速增加的影响,而建设用地碳排放量主要受以煤为主的能源消费结构和以重工业为主产业结构的影响。(3)2015—2020年沙坡头人工固沙植被生态系统单位面积固碳服务供需比远低于100%,且有下降趋势,表明固碳服务供给不能满足需求,且固碳服务供给的增长速度远落后于需求。

关键词:固碳服务; 人工固沙植被; 供需平衡; 生态恢复; 沙坡头

文章编号: 1000-694X(2025)03-222-11

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2025.00029

中图分类号: S728.4

文献标志码: A

0 引言

全球旱区约占陆地面积的41%,面临严重的荒漠化问题,影响了世界近一半人口的生存与发展^[1]。中国是全球旱区面积第二大国家,沙化土地面积占国土面积的17.6%^[2]。在荒漠化严重地区进行合理的人工植被建设是促进生态系统稳定和减缓全球气候变化的有效方式^[3-5]。然而荒漠生态系统的恢复非常缓慢:退化灌木至少需要55年才能恢复到初始状态^[6],退化土壤表层0~40 cm有机碳恢复需要57.4年^[7],而40~100 cm和100~300 cm的土壤有机碳恢复需要至少100年^[4,8]。尽管面临恢复周期长的挑战,通过系统化治理已取得显著成效。截至2020年,中国累计完成沙化土地治理1 593万hm²,

人工固沙植被是其中重要组成部分,不仅促进了沙地恢复,形成了重要的生态屏障^[9],更因其碳汇功能凸显了固碳服务评估的重要性,为后续生态保护与治理提供科学支撑。生态系统通过调控温室气体吸收、水热传输及地表物理过程,直接或间接影响降水和温度等气候要素^[10-12],增强陆地生态系统碳汇能力,优化区域水热循环,降低能源消耗^[13],实现减排增汇协同效应,与“碳中和”目标高度契合。

生态系统气候调节服务包括碳储存和碳固定。碳储存服务体现生态系统积累和保持碳的能力,避免碳排放到大气中^[14]。碳储存服务是碳固定服务随时间累积的结果。固碳服务则强调生态系统从大气中移除碳的能力^[10,15-16]。固碳服务需求对应经济社会活动产生的CO₂总排放量^[17-18]。固碳服务供

收稿日期:2025-02-11; 改回日期:2025-04-24

资助项目:宁夏回族自治区重点研发项目(2023BEG02040);山西省基础研究计划项目(202203021211082)

作者简介:杨丽雯(1978—),女,新疆乌鲁木齐人,博士,副教授,主要研究方向为生态系统服务评估。E-mail: Yanglw@sxie.edu.cn

通信作者:王大勇(E-mail: dayong_cuit@sina.com)

需失衡表现为区域碳不平衡,破坏大气中碳平衡,导致生态系统受损,加剧气候变化,影响区域经济协调发展。因此,评估固碳服务供需之间平衡关系有助于政策制定者充分了解减缓气候变化工作的复杂性^[17],制定更合理的资源配置计划,促进区域碳平衡和经济协调发展^[19]。然而,目前关于干旱半干旱区生态恢复过程中气候调节服务的研究多数集中于碳储存服务变化的时间模式及影响因素方面。如贾晓红等^[20]、Yang等^[6]和Li等^[21]发现包兰铁路沙坡头段两侧人工固沙植被区(0~100 cm土层)土壤、灌丛和草本有机碳储量均随固沙年限的增加而呈现明显增长趋势,具有显著的时间累积效应。安立伟等^[22]发现鄂尔多斯高原东南部草地0~10 cm土壤有机碳储量恢复受植被盖度和植物多样性共同控制,而10~20 cm和20~40 cm土壤有机碳储量恢复主要受土壤氮素的影响。Chen等^[23]发现凋落物、根系和优势植物种群的生物量是影响土壤有机碳储量变化的主要因素。Kang等^[24]、Wang等^[25]、Yuan等^[26]和Li等^[27]发现,土壤有机碳储量累积受树种和林龄的显著影响。Huang等^[28]、Zuo等^[29]和Yu等^[30]发现草地恢复提高了植被覆盖度、多样性和生物量,加速了植物群落的演替,增强植物-土壤相互作用,改善土壤质地和微生物功能,提高土壤碳储存能力,从而形成更加可持续的草地生态系统。然而,并非所有研究均报告了这些参数的线性增长。一些研究表明,在植被恢复初期,植物生物量、多样性和土壤有机碳储量迅速增加,后期减缓增长,甚至有所下降,呈现出单峰模式^[31]。这些研究凸显了植被恢复过程的复杂性,同时由于人工固沙生态工程固碳服务的评估研究相对较少,涉及固碳服务供需平衡评估也较少,然而目前碳排放评估已经较为成熟,如IPCC指南中提供的排放因子法^[32],且研究区已经积累较多生态恢复的多年数据,开展生态系统固碳服务供需平衡研究可行且必要。

包兰铁路沙坡头段两侧固沙工程是生态恢复的成功典范。本研究以包兰铁路沙坡头段两侧固沙工程为案例,致力于实现①定量评价固碳服务供给,说明不同演替阶段土壤和地上植被固碳服务供给的时间变化特点与驱动因素;②定量评价固碳服务需求,说明固碳服务需求时间变化特点与驱动因素;③定量评价固碳服务供需关系,阐明不同演替阶段固碳服务供需动态,揭示供需平衡的主要影响

因素。本研究旨在为干旱半干旱荒漠化地区实现“双碳”目标提供理论基础,为评估生态恢复工程的固碳服务效果提供新思路。

1 研究区概况

研究区位于宁夏回族自治区中卫市沙坡头区中国科学院西北生态环境资源研究院沙坡头沙漠研究试验站(简称沙坡头站),地处腾格里沙漠东南边缘(37.53°N, 105.03°E, 海拔1 250 m),属于草原化荒漠和荒漠化草原的过渡带^[33]。该区多年平均空气温度9.6℃,多年平均降水量186.2 mm,多年平均潜在蒸发量3 000 mm^[34-36]。为确保包兰铁路沙坡头段的安全通行,自1956年起在铁路两侧建立人工固沙植被防护体系,并于1964、1973、1981、1987、1991、1999、2011和2012年多次扩建。不同时段固沙区固沙措施相同(包括采用的草方格、种植旱生灌木种类组成、空间配置和密度与苗龄等)^[4]。各演替阶段固沙植被区植被以柠条(*Caragana korshinskii*)、花棒(*Hedysarum scoparium*)、油蒿(*Artemisia ordosica*)、雾冰藜(*Bassia dasyphylla*)等为主^[37]。在无人干预情况下,经过半个多世纪的演替,人工固沙植被生态系统已经从单一的灌木群落转变为由灌木、半灌木、草本植物及藻类、苔藓类等隐花植物共同组成的复杂群落,生物多样性、植被生物量、植被覆盖度以及土壤理化性质等显著提升,生态系统稳定性增强。目前,形成了具有时间演替序列的生态恢复区(长16 km,宽700 m)^[4]。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

土壤有机质含量、土壤容重、植被覆盖度,以及灌木、草本和凋落物的生物量从中国科学院沙坡头站获取,用于计算土壤和地上部植被的固碳服务供给量。不同演替阶段各样地的基本情况见表1。

30 m分辨率土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心^[38],用于计算不同土地利用类型碳排放量和碳吸收量。煤炭、天然气、电力和石油制品(汽油、柴油和燃料油)等能源消费以及GDP等数据来源于《中卫统计年鉴》^[39-40],用于计算建设用地碳排放量和能源消费强度等。

表1 沙坡头人工固沙植被生态系统不同演替阶段样地的基本情况^[8]Table 1 Basic information of the sample plots at different succession stages of the artificial sand-fixing vegetation ecosystem in Shapotou^[8]

演替阶段 (固沙年限)/a	优势物种	土壤有机质 /(g·kg ⁻¹)	土壤容重 /(g·cm ⁻³)	物种数量 /个	覆盖度/%		地上部生物量/(g·m ⁻²)		凋落物 /(g·m ⁻²)
					灌丛	草本	灌丛	草本	
0	沙米、花棒	0.41±0.07	1.55±0.01	1.4±0.32	0.22±0.12	0.16±0.03	2.14±0.40	0.11±0.02	0
4	油蒿、花棒、柠条	0.43±0.07	1.55±0.01	3.6±0.32	10.7±1.05	1.06±0.17	70.68±6.33	3.10±0.30	1.04±0.20
5	油蒿、花棒、柠条	0.55±0.08	1.54±0.01	3.8±0.26	14.02±0.68	2.30±0.33	85.12±5.99	3.14±0.34	1.19±0.09
17	油蒿、花棒、柠条、小画眉草	0.95±0.03	1.52±0.01	5.6±0.66	28.50±0.69	6.94±0.24	365.29±24.68	16.48±0.78	4.41±0.37
25	油蒿、花棒、雾冰藜、小画眉草	1.65±0.10	1.51±0.01	5.8±0.26	21.76±1.65	11.08±0.83	207.46±17.25	29.18±3.10	5.69±0.30
29	油蒿、花棒、雾冰藜、小画眉草	1.70±0.17	1.49±0.01	7.2±0.48	13.80±1.20	10.98±0.43	170.61±16.58	30.44±4.85	5.70±0.44
35	油蒿、雾冰藜、小画眉草	2.27±0.25	1.49±0.02	8.2±0.48	10.68±0.78	14.30±1.06	142.07±14.48	35.09±3.39	8.93±0.83
43	油蒿、雾冰藜、小画眉草	3.62±0.39	1.47±0.02	8.6±0.66	7.22±0.39	14.46±0.74	104.93±17.61	43.45±4.58	9.24±0.56
52	油蒿、雾冰藜、小画眉草	4.66±0.21	1.43±0.02	9.8±0.48	5.98±0.64	20.36±0.52	91.16±5.7	57.73±2.91	11.29±0.83
60	油蒿、雾冰藜、小画眉草	4.83±0.39	1.41±0.02	10.0±0.41	4.50±0.93	23.46±0.73	103.07±7.71	57.43±4.31	11.44±0.67
NV	驼绒藜、油蒿、小画眉草 和短花针茅	6.22±0.36	1.20±0.01	15.8±0.75	15.20±0.85	36.42±1.72	160.15±20.18	144.61±13.43	21.49±1.72
F				109.97	117.21	249.59	105.11	62.41	126.24
P				<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

注:表中有“±”的数值均为平均值±标准差(n=5)。

2.2 研究方法

2.2.1 固碳服务供给的定量评价

人工固沙植被生态系统单位面积碳储量计算公式^[8]为:

$$C_{\text{stock}} = C_{\text{sn}} + C_{\text{vn}} = CSOC \times BD \times D/100 + BIO \times \alpha \quad (1)$$

式中: C_{stock} 代表人工固沙植被生态系统单位面积碳储量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (以C计); C_{sn} 表示固沙年限为 n 的样地单位面积土壤碳储量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; C_{vn} 表示固沙年限为 n 的样地植被地上部分碳储量(包括灌木、草本和凋落物),单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; $CSOC$ 表示土壤有机碳的含量,单位为 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; BD 表示表层土壤容重,单位为 $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$; D 表示表层土壤深度,本研究取10 cm; BIO 表示灌木、草本和凋落物的生物量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; α 表示灌木、草本和凋落物中的有机碳含量,单位为%。

固碳服务供给量计算公式为:

$$S = (C_{\text{sn}} - C_{\text{s0}})/n + (C_{\text{vn}} - C_{\text{v0}})/n \quad (2)$$

式中: S 代表人工固沙植被生态系统的每年单位面积固碳服务供给量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; C_{s0} 表示流动沙丘单位面积土壤碳储量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; C_{v0} 表示流

动沙丘地上部植被的碳储量,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

2.2.2 固碳服务需求的定量评价

根据《IPCC2006年国家温室气体清单指南》^[32]提供的核算方法,对耕地、林地、草地、水体和未利用地碳排放量采用直接排放法估算,建设用地通过能源消耗产生的碳排放量间接计算^[41-44]。

固碳服务需求计算公式为:

$$D = (E_i + E_j)/A = \left(\sum_{i=1}^n e_i \times \delta_i + \sum_{j=1}^n e_j \times \mu_j \times \varepsilon_j \right) / A \quad (3)$$

式中: D 表示固碳服务需求,单位为 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; E_i 和 E_j 分别为土地利用直接碳排放量和间接碳排放量; A 表示土地面积,单位为 m^2 ; e_i 表示土地利用类型 i 的面积,单位为 m^2 ; δ_i 表示土地利用类型 i 的碳排放系数(表2); e_j 为能源 j 的消耗量; μ_j 为能源 j 消耗量转换为标准煤的系数; ε_j 为能源 j 的碳排放系数^[45](表3)。

2.2.3 固碳服务供需平衡的定量评价

固碳服务供需平衡通过供需比表示,计算公式为:

$$R_{\text{sd}} = \frac{S}{D} \times 100\% \quad (4)$$

表 2 不同土地利用类型的碳排放系数
Table 2 Carbon emission coefficient of different land use types

土地利用类型	碳排放系数/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)	参考文献
耕地	0.4970	冯杰等 ^[41] ,马远等 ^[42]
林地	-0.5810	冯杰等 ^[41] ,马远等 ^[42]
草地	-0.0205	郑永超等 ^[43]
水域	-0.0253	郑永超等 ^[43] ,孙赫等 ^[44]
未利用地	-0.0005	郑永超等 ^[43] ,孙赫等 ^[44]

表 3 各类能源标准煤系数和碳排放系数^[45]
Table 3 Standard coal conversion factors and carbon emission coefficients for various types of energy sources^[45]

能源种类	转换系数	碳排放系数/($\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$)
原煤	$0.7143\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.7559
洗精煤	$0.9000\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.7559
焦炭	$0.9714\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.8550
原油	$1.4286\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.5854
汽油	$1.4714\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.5538
柴油	$1.4571\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.5921
燃料油	$1.4286\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.6185
煤油	$1.4545\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$	0.5708
天然气	$1.3300\text{ kg}\cdot\text{m}^3$	0.4483
电力	$0.1229\text{ kg}\cdot\text{kWh}^{-1}$	0.2720

式中: R_{sd} 表示固碳服务供需比。若 $R_{sd}<100\%$,表示供给不能满足需求;若 $R_{sd}\geq 100\%$,表示供给能够满足需求。为计算方便,供给与需求的单位统一为 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

2.2.4 碳排放强度

碳排放强度的计算公式为^[46]:

$$Q_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{5}$$

式中: Q_i 代表土地利用类型*i*的碳排放强度,单位为 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$; C_i 代表土地利用类型*i*总的碳排放量,单位为 kg ; S_i 代表土地利用类型*i*的面积,单位为 m^2 ; *i*代表耕地、林地、草地、水体、未利用地和建设用地。

3 结果与分析

3.1 固碳服务供给的时间变化特征与影响因素

土壤固碳服务供给随固沙年限增加呈现明显的波动上升趋势,从固沙 4 年样地的 $0.78\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 增至固沙 17 年的 $4.76\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 上升至固沙 25 年

的 $7.42\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 在固沙 52 年的样地达到峰值 $11.59\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 后趋于稳定。相应地,土壤固碳服务供给在人工固沙植被生态系统(包括土壤和地上植被)固碳服务供给中所占比例也随时间增长呈现波动增长模式。从固沙 4 年样地的 9.71%, 增加至固沙 17 年和 25 年样地的 34.64% 和 66.69%, 在固沙 52 年样地达到峰值 90.99% 后趋于稳定(图 1)。因此,在人工固沙植被建植 17 年后,土壤固碳服务供给逐渐成为人工固沙植被生态系统固碳服务的主要贡献者。

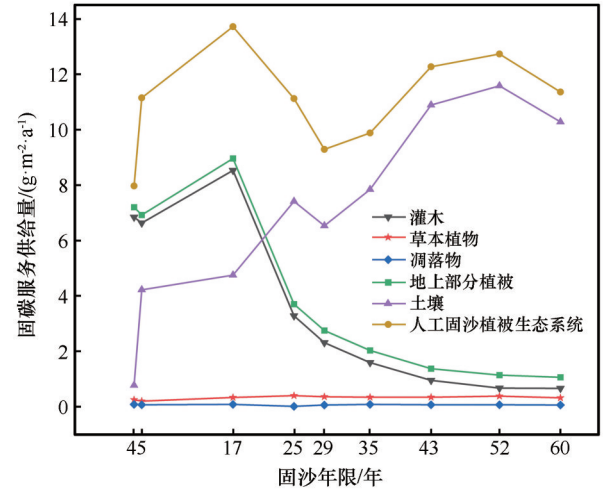


图 1 人工固沙植被生态系统固碳服务供给的时间变化特征
Fig.1 The temporal variation characteristics of carbon sequestration service supply of various components in artificial sand-binding vegetation ecosystem

灌木固碳服务供给随固沙年限增加呈现显著波动下降趋势。从固沙 4 年样地的 $6.85\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到固沙 17 年样地的峰值 $8.54\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 随后开始下降, 从固沙 25 年样地的 $3.29\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 降至固沙 52 年样地 $0.68\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 之后趋于稳定(图 1)。同时,灌木固碳服务供给在地上植被和人工固沙植被生态系统固碳服务供给中的比例均呈明显下降趋势。具体而言,固沙 4 年样地分别为 95.11% 和 85.87%, 固沙 17 年样地分别为 95.23% 和 62.24%, 固沙 25 年的样地分别为 88.59% 和 29.51%, 固沙 52 年的样地下降至 59.62% 和 5.92%, 之后趋于稳定。前 17 年灌木固碳服务供给是地上植被和人工固沙植被生态系统固碳服务供给的主要贡献者。25~60 年,虽然灌木固碳服务供给仍是地上植被固碳服务供给的主要贡献者,但其在人工固沙植被生态系统固碳服务供给中的主导地位被土壤所取代,可能源于土壤固碳服务供给与灌木固碳服务供给之间

存在显著负相关关系,符合回归方程 $y=9.88-3.21\ln x$ ($R^2=0.84,F=36.06$)。

与灌木相比,草本植物固碳服务供给相对较低,且变化较为缓和。草本植物的固碳服务供给在固沙4年样地为 $0.26\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,固沙25年样地达到峰值 $0.41\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,之后缓慢波动下降,固沙52年样地为 $0.39\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,之后趋于稳定。尽管存在波动,草本植物在地上植被固碳服务供给中所占比例随固沙时间增加而显著增加。固沙4年样地为3.63%,之后波动上升,在固沙52年的样地达到峰值33.77%,然后稳定于31.13%。草本植物对人工固沙植被生态系统固碳服务供给的贡献较低,为1.90%~3.94%。因此,草本植物不是人工固沙植被生态系统固碳服务供给的主要贡献者,但随着人工固沙植被生态系统的演替,其贡献变得越来越重要。

土壤固碳服务供给与草本植物覆盖率、草本植物生物量和凋落物呈正相关,皮尔逊相关系数分别为0.92、0.94和0.94(均在0.01水平上显著)。与之相反,灌木固碳服务供给与草本植物覆盖率、草本植物生物量和凋落物呈显著负相关,相关系数分别为-0.86、-0.89和-0.87(均在0.01水平上显著)。这表明草本植物和凋落物不仅影响灌木与土壤的固碳服务供给,还重塑了二者在人工固沙植被生态系统固碳服务供给中的定位,揭示了灌木-土壤-草本-凋落物之间存在复杂的协同与权衡关系(图2)。

3.2 固碳服务需求的影响因素

沙坡头区2020年固碳服务需求较2015年增长43.33%,主要受建设用地碳排放量迅速增加的影响,而建设用地碳排放量的增加主要受到以煤为主的能源消费结构和以重工业为主的产业结构的影响。

3.2.1 土地利用

沙坡头区碳排放源主要是建设用地和农田,

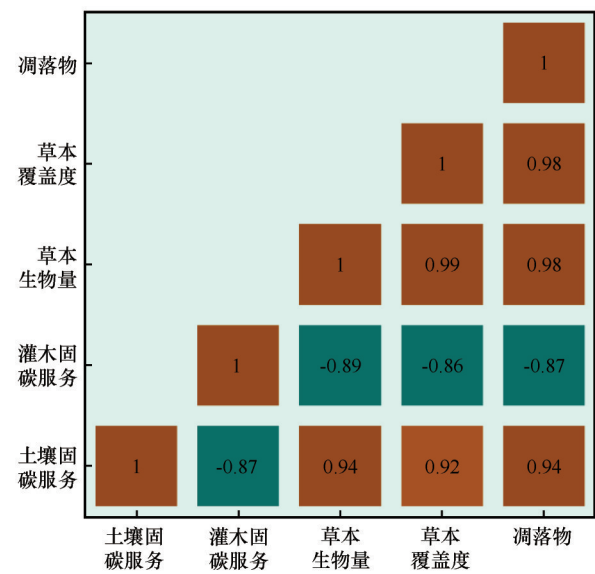


图2 土壤和灌木固碳服务供给与草本覆盖率、草本生物量和凋落物的皮尔逊相关系数矩阵

Fig.2 The matrix of Pearson Correlation Coefficients between shrubs and soil carbon sequestration service supply and herba-
ceous coverage, herbaceous biomass, as well as Litter

2015—2020年,沙坡头区建设用地面积从0.97%增至1.01%,而耕地面积增加较为明显,从10.69%增至14.29%。值得注意的是,建设用地的碳排放强度是农田碳排放强度的746~1 017倍,因此,尽管建设用地面积仅增加了0.04%,其碳排放增加量占总排放增加量的98.86%,建设用地碳排放是推动沙坡头区固碳服务需求增长的主导因素。

草地是沙坡头区最主要的碳汇,2015年和2020年分别贡献了碳吸收总量90.24%和90.19%。水体是第二大碳汇,分别贡献了9.44%和9.52%。相比之下,裸地的碳吸收能力较低,2015年和2020年分别贡献了0.30%和0.27%。林地面积较小,2020年和2015年均仅占全区面积的0.07%,其贡献分别为0.02%和0.03%(表4)。

表4 2015年和2020年沙坡头区不同土地利用类型的碳排放量与碳吸收量及所占比例
Table 4 Carbon emission quantity, carbon absorption quantity, and their respective proportions among different land use types in 2015 and 2020 of Shapotou area

年份	碳排放总量 /10 ⁵ t	碳排放比例/%		碳吸收总量 /10 ⁵ t	碳吸收比例/%				净碳排放量 /10 ⁵ t
		农田	建设用地		林地	草地	水体	裸地	
2015	20.95	1.46	98.54	0.122	0.02	90.24	9.44	0.30	20.83
2020	29.97	1.37	98.63	0.118	0.03	90.19	9.52	0.27	29.86

3.2.2 能源消费结构

2015年,煤炭占能源消费总量79.69%,电力占

15.36%,天然气占2.11%,石油制品(包括汽油、柴油和燃料油)占2.74%。2020年,能源消费结构发生了

变化,煤炭占比增至86.79%,电力降至10.9%,天然气降至1.72%,石油制品下降至0.59%。这一变化表

明煤炭的主导地位进一步增强,而天然气、电力和石油产品有弱化趋势(图3)。

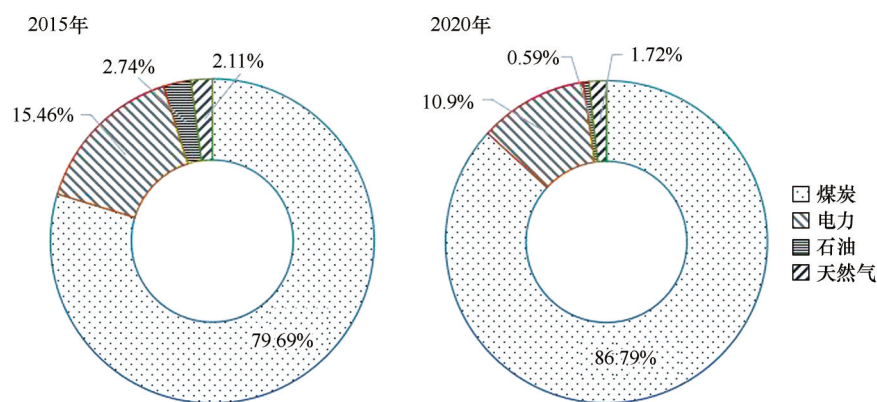


图3 2015年和2020年沙坡头区能源消费结构

Fig.3 The energy consumption structure in Shapotou area in 2015 and 2020

3.2.3 产业结构

分部门看,2015年,冶金、化工和建材是沙坡头区能源消费总量的主要贡献者,分别占70.01%、10.85%和10.31%。2020年,冶金、化工和电力是沙坡头区能源消费总量的主要贡献者,贡献率分别为59.79%、12.84%和14.33%。这表明2015—2020年,沙坡头区能源消费结构发生变化,电力行业影响力超过了建材行业。

分行业看,2015年和2020年,重工业能源消费量分别占沙坡头区能源消费总量的92.42%和93.15%,而轻工业仅占7.58%和6.85%,因此重工业是影响能源消费的主要因素,主要归因于化学原料和化学制品制造、黑色金属冶炼、压延加工以及非金属矿物制品行业的巨大能源消费量。这3个行业在2015年占能源消费总量的88.86%,2020年这一比例下降至71.65%。然而,与2015年相比,这3个行业2020年的能源消费总量增加了839 941.05 t标准煤,分别占重工业和工业能源消费量增量的49.82%和46.92%,表明以上行业是影响重工业和工业企业碳排放的主要因素。

3.3 固碳服务供需平衡的时间变化特征及影响因素

3.3.1 人工固沙植被生态系统固碳服务

2015年不同演替阶段人工固沙植被生态系统固碳服务(包括地上植被和土壤)供需比呈波动上升趋势。从固沙4年样地的2.64%上升至固沙17年的4.53%,此时灌木固碳服务供给量达到峰值。固沙25~60年,人工固沙植被生态系统固碳服务的供需比变化趋势与土壤固碳服务供需比一致,在固

沙52年样地取得第二峰值4.21%,之后趋于稳定(图4),表明不同演替阶段人工固沙植被系统固碳服务供需比的主要影响因素不同,固沙4~17年灌木是主要因素,而固沙25~60年土壤是主要影响因素。

2020年,人工固沙植被生态系统固碳服务供需比变化趋势与2015年相似,各演替阶段供需比均显著低于2015年,表明单位面积固碳服务供需平衡有所恶化。此外,所有样地中,2015年和2020年人工固沙植被生态系统固碳服务的供需比均远低于1,表明研究区单位面积固碳服务供给不能满足需求。尽管人工固沙植被生态系统固碳服务供给随固沙年限的增加而增长,但其增长速度远远落后于需求的迅猛增长,因此需求是塑造供需关系的主要驱动力。

3.3.2 土壤固碳服务

2015年土壤固碳服务供需比呈现波动上升趋势,在固沙52年样地达到峰值3.83%,之后趋于稳定(图4)。2020年固碳服务供需比变化趋势与2015年相似,各演替阶段样地供需比均显著降低,在固沙52年样地达到峰值2.70%。固沙前17年,土壤固碳服务的供需比低于灌木,此期间土壤固碳服务供给量低于灌木;固沙25~60年,由于土壤固碳服务供给量超越了灌木,因此土壤固碳服务的供需比也超越了灌木。

3.3.3 灌木和地上植被固碳服务的供需比

灌木和地上植被(包括灌木、草本和凋落物)的固碳服务供需比变化表现出高度相似性。2015年两者均在固沙17年样地达到峰值,灌木为2.82%,

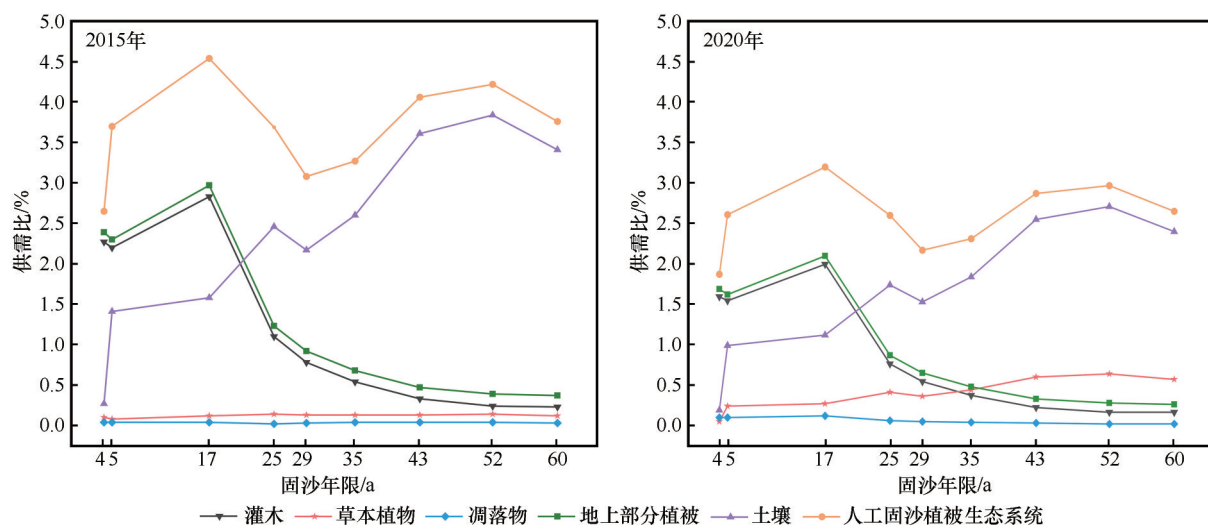


图4 2015年和2020年人工固沙植被生态系统固碳服务供需比

Fig.4 The supply-demand ratio of carbon sequestration service of artificial sand-binding vegetation ecosystem in 2015 and 2020

地上植被为2.96%。随后,灌木和地上植被固碳服务供需比均呈现逐渐下降趋势,在固沙52年样地降至最低点,灌木为0.38%,地上植被为0.23%,之后趋于稳定。这一变化趋势可归因于灌木和地上植被固碳服务供给存在强烈正相关关系,皮尔逊相关系数为0.999(在0.01水平上显著)。然而,草本植物的供需比始终保持较低水平,为0.07%~0.13%,凋落物与之相似,为0.023%~0.030%。因此,地上植被固碳服务的供需比主要受灌木的影响。2020年,地上植被、灌木、草本植物固碳服务的供需比变化趋势与2015年相似,但各阶段供需比均低于2015年。

4 讨论

4.1 固碳服务供给的可持续性

有研究表明植被恢复后期,土壤碳储量下降^[47-48]。本研究结果却呈现出相反趋势。随着恢复年限的增加,土壤固碳服务供给从固沙4年样地的0.78 kg·m⁻²增加至60年样地的10.29 kg·m⁻²,土壤固碳服务供给量与时间符合回归方程 $y = 0.17x + 2.14$ ($R^2=0.86$, $F=43.60$, $P=0.001$)。土壤碳储量从4年样地的66.65 kg·m⁻²增加到60年样地的681.03 kg·m⁻²。人工固沙植被生态系统的固碳服务供给量从4年样地7.98 kg·m⁻²增加到52年样地的12.74 kg·m⁻²,之后趋于稳定。人工固沙植被生态系统的碳储量从4年样地的96.37 kg·m⁻²增加到60年样地的746.36 kg·m⁻²。这一上升趋势可能归因于草本植

物生物量的增加有效抵消了固沙17年以后由于深层土壤水分减少导致的灌木的生物量和覆盖度下降引起的土壤有机碳损失^[6]。有研究表明草本植物的覆盖率、生物量以及地表凋落物的数量是影响土壤有机碳储量变化的关键因素^[8]。此外,与灌木相比,草本植物凋落物碳更容易周转进入土壤碳库,因此即使灌木生物量达到峰值之后开始持续衰减,土壤固碳服务供给仍可能在较长时间内继续增加^[49]。

4.2 固碳服务需求的影响因素与变化特征

沙坡头区固碳服务需求的增加与煤炭消费量大幅增加有关联性。受资源禀赋等因素影响,2015—2020年,单位GDP煤炭消费量增长了18.53%,表明经济发展对煤炭的依赖程度进一步提高。煤炭在能源消费总量中的占比从60.33%上升至71.17%。主要归因于原煤和洗精煤使用量的大幅增加。虽然天然气消费量有所增加,但其占能源消费总量的比重却从2015年的2.81%下降至2020年的2.46%。同样,电力消费量保持相对稳定,但其占能源消费总量的比重从34.05%下降至25.72%,因为天然气和电力消费量的增幅远低于煤炭。与此同时,以能源和化工为主导的产业结构,呈现出显著的高碳排放特征。2020年,高耗能产业的能源消费量较2015年增长了69.46%。值得注意的是,单位GDP的能源消耗强度从2015年的每万元2.36吨标准煤增至2020年的2.37吨,能源效率略有下降,因此减少二

氧化碳排放的边际成本有所增加,对实现“双碳”目标构成了障碍。

4.3 固碳服务供需关系的特点及影响因素

随着固沙年限的增长,不同演替阶段人工固沙植被生态系统固碳服务供需比呈现波动式增长趋势,2015年和2020供需比均远低于1,且2020年的供需比显著低于2015年,表明人工固沙植被生态系统单位面积固碳服务供给逐渐增加,但是仍然不能满足需求。

沙区土壤水资源数量和质量是沙区植被建设至关重要的依据^[50]。人工固沙植被建立以来,由于植物冠层的作用消耗动量,降低风速,使气流中的细微颗粒沉积,同时植物每年凋落的大量枯枝落叶,在微生物的作用下,在地表形成了2 cm左右的生物土壤结皮层^[51]。生物土壤结皮通过增加凝结水的捕获、改变土壤表层结构,影响水分蒸发,改变土壤浅层水分含量,驱动固沙植被在组成、结构和功能上的响应,即植被组成中浅根系的草本增加,深根系的木本植物减少^[50]。由于草本植物的固碳效率通常低于灌木,因此制约了固碳服务供给增长。此外,研究区干旱的气候限制了土壤水分,特别是在较干旱年份,减缓土壤微生物呼吸,延长土壤有机碳的积累和周转率^[6],因此固碳服务供给低于先前报道的一些结果,如冰岛南部的盖塔桑德沙漠土壤固碳供给高达 $214.65 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[52],而西班牙东南部记录到较低的供给量为 $17 \sim 28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[53]。

2015—2020年,沙坡头区建设用地碳排放量激增是导致固碳服务需求扩大的关键因素,这可能与区域经济发展水平、能源消费结构和产业结构等有关。研究时段内沙坡头区GDP增长33.04%,同时单位GDP能源强度上升0.5%,表明粗放型发展模式尚未根本改变。同时,第二产业对GDP的贡献率从38.27%提升至39.70%(增幅1.43%),显著高于农业占比的15.91%~15.20%(降幅0.71%),表明工业仍然是经济增长的主要推动力,但其高能耗属性推高了固碳服务需求。2015年和2020年沙坡头区,重工业能源消费占比超过90%,其中,化学原料和化学制品制造、黑色金属冶炼和压延加工以及非金属矿物制品是主要耗能部门。与此同时,煤炭占能源消费总量比例从79.69%增至86.79%,天然气、电力及石油产品份额萎缩,与宁夏回族自治区以原煤为核心的能源消费结构相似^[54]。虽然同期沙坡头区

人口减少1.39%,但人均能源消费量攀升(煤炭消费总量增长15.23%),表明工业化进程的碳排放驱动效应远超过人口缩减的抑制作用,这一矛盾反映了区域发展对能源密集型产业的依赖。

4.4 改善固碳服务供需关系的优化策略

随着人工固沙植被生态系统的演替,固氮植物减少导致氮素限制,进而降低植物生产力和减少土壤有机质输入^[55-56],从而对土壤固碳服务供给能力产生影响。此外,气候变化可能会通过扰乱碳氮生物地球化学循环而加剧这一状况^[57]。因此,在干旱半干旱区植被恢复过程中,适当施用氮肥或引入固氮植物等策略,可以显著提高固碳服务供给能力^[31,58-59],促进人工固沙植被生态系统的长期稳定性,同时促进荒漠化地区生态系统固碳服务供需平衡。

2015—2020年沙坡头区正处于工业发展的中后期阶段,需要进一步优化产业结构。考虑有利于文化旅游和特色农业发展的独特自然地理条件优势,可考虑适度扩大第一产业和第三产业规模,控制第二产业规模,从而降低固碳服务的需求。此外,沙坡头区拥有丰富的太阳能和风能资源。战略性地开发可再生能源可以有效地减少对煤炭的依赖并减少二氧化碳排放,有助于沙坡头区实现固碳服务供需平衡和双碳目标,促进经济社会的可持续发展。

5 结论

植被恢复前17年中,灌木是决定人工固沙植被生态系统固碳服务供给的主要因素,25~60年土壤取代灌木成为主导因素。由于草本植物生物量的增加能够有效抵消深层土壤水分减少导致的灌木生物量和覆盖度下降引起的土壤有机碳损失,因此土壤固碳供给可能会在较长时间内持续增加,表明人工固沙植被生态系统具有稳定性,但需更多研究来支持。

沙坡头区固碳服务需求主要受以煤炭为主的能源消费结构、以重工业为主的产业结构的影响。2015—2020年煤炭在能源消费结构中主体地位增强,同时重工业特别是高耗能行业的能源消费量持续上升,导致固碳服务需求迅速增加。尽管人工固沙植被生态系统固碳服务供给随着固沙年限的增加而增长,但该增长不能满足需求,表明固碳服务

需求是塑造供需关系的主要因素。

中国大部分荒漠化地区位于经济发展滞后的西北地区。尽管干旱半干旱区面积广阔,固碳服务供给潜力巨大,但土壤和植被恢复仍是一项长期而艰巨的任务,可能不足以满足迅速增长的固碳服务需求。为了改善供需关系,应主要采取严格措施控制需求,以利于促进碳公平、确保生态安全和推动共同繁荣。

参考文献:

- [1] 傅伯杰,刘焱序,赵文武.“一带一路”生态环境保护和可持续发展科技合作重点领域[J].中国科学院院刊,2023,38(9):1273-1281.
- [2] 崔桂鹏,肖春蕾,雷加强,等.大国治理:中国荒漠化防治的战略选择与未来愿景[J].中国科学院院刊,2023,38(7):943-955.
- [3] Li X R, He M Z, Duan Z H, et al. Recovery of topsoil physico-chemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger Desert, northern China[J]. *Geomorphology*, 2007, 88(3/4):254-265.
- [4] Li X R, Kong D S, Tan H J, et al. Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China [J]. *Plant and Soil*, 2007, 300(1):221-231.
- [5] 于钊,李奇铮,王培源,等.退化和恢复过程驱动的荒漠草地生态系统有机碳密度变化[J].中国沙漠,2022,42(2):215-222.
- [6] Yang H T, Li X R, Wang Z R, et al. Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014(478):1-11.
- [7] Chen Y L, Zhang Z S, Zhao Y, et al. Soil carbon storage along a 46-year revegetation chronosequence in a desert area of northern China[J]. *Geoderma*, 2018(325):28-36.
- [8] Li X J, Li Y F, Xie T, et al. Recovery of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation with xerophytic shrubs in the Tengger Desert, North China[J]. *Catena*, 2022(214):106277.
- [9] 国家林业和草原局.全国防沙治沙规划(2021-2030年)[S].北京:国家林业和草原局,2023.
- [10] MA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and Human Well-Being Synthesis* [M]. Washington DC: Island Press, 2005.
- [11] Costanza R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability [J]. *Ecosystem Services*, 2020, 43:101096.
- [12] 邴龙飞,王娇月,尹岩,等.地市尺度气候调节服务评估:以福州市为例[J].应用生态学报,2022,33(7):1966-1974.
- [13] 孙杰,徐梦佳,刘冬,等.长江三角洲地区生态系统气候调节服务价值空间变化影响机制分析[J].生态与农村环境学报,2024,40(9):1121-1133.
- [14] United Nations, et al. System of environmental-economic accounting ecosystem accounting (SEEA EA) [EB/OL]. [2023-09-18]. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- [15] Sharp R, Douglass J, Wolny S, et al. InVEST 3.9.2. user's guide [Z]. Stanford, USA: Stanford University, 2020:307.
- [16] Yang G, Su C, Zhang H, et al. Tree-level landscape transitions and changes in carbon storage throughout the mine life cycle [J]. *Science of Total Environment*, 2023, 905(12):166896.
- [17] Zhao C, Sander H A. Quantifying and mapping the supply of and demand for carbon storage and sequestration service from urban trees[J]. *PLoS One*, 2015, 10(8):e0136392.
- [18] Sahle M, Saito O, Fürst C, et al. Quantification and mapping of the supply of and demand for carbon storage and sequestration service in woody biomass and soil to mitigate climate change in the socioecological environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 624(12):342-354.
- [19] Zhu C X, Wei F, Wu X H, et al. Spatial mismatch and the attribution analysis of carbon storage demand and supply in the Yangtze River Economic Belt, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 434:140036.
- [20] 贾晓红,李新荣,周玉燕,等.干旱沙区人工固沙植被演变过程中土壤有机碳氮储量及其分布特征[J].环境科学,2012,33(3):938-944.
- [21] Li Y F, Zhang X, Wang B Y, et al. Revegetation promotes soil ineral-associated organic carbon sequestration and soil carbon stability in the Tengger Desert, northern China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 185:109155.
- [22] 安立伟,李志刚.退化荒漠草地恢复对土壤有机碳及其驱动因子的影响[J].生态学报,2024,44(13):5519-5531.
- [23] Chen L L, Sun J H, Taoetao B Y. Changes in soil organic carbon and nitrogen stocks following revegetation in a semi-arid grassland of North China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 346:118995.
- [24] Kang X E, Liu T X, Hao L N, et al. Carbon dynamics of the plant-soil system during vegetation succession in dune-meadow cascade ecosystems in Horqin Sandy Land, China[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 155:110916.
- [25] Wang A N, Zha T G, Zhang Z Q. Variations in soil organic carbon storage and stability with vegetation restoration stages on the Loess Plateau of China[J]. *Catena*, 2023, 228:107142.
- [26] 袁壮壮,叶长盛,李辉丹.基于土地利用变化的南昌市碳排放效应分析[J].湖南师范大学自然科学学报,2021,44(5):30-39.
- [27] Li Q X, Yang D F, Jia Z Q, et al. Changes in soil organic carbon and total nitrogen stocks along a chronosequence of *Caragana intermedia* plantations in alpine sandy land[J]. *Ecological Engineering*, 2019, 133:53-59.
- [28] Huang L, Xu X L, Shao Q, et al. Improving carbon mitigation

- potential through grassland ecosystem restoration under climatic change in northeastern Tibetan Plateau[J]. *Advances in Meteorology*, 2014, 379306: 1–11.
- [29] Zuo X A, Zhang J, Zhou X, et al. Changes in carbon and nitrogen storage along a restoration gradient in a semiarid sandy grassland[J]. *Acta Oecologica*, 2015, 69: 1–8.
- [30] Yu Z C, Zhang W, Liu Y S, et al. Dynamics of SOC density and driving factors during the restoration of artificial grassland and abandoned farmland in Mu Us Desert, China[J]. *Catena*, 2023, 224: 106991.
- [31] Han X, Gao G, Li Z, et al. Effects of plantation age and precipitation gradient on soil carbon and nitrogen changes following afforestation in the Chinese Loess Plateau[J]. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(18): 2298–2310.
- [32] Eggleston H S, Buendia L, Miwa K, et al. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [R]. Tokyo, Japan: IGES, 2006.
- [33] 张志山, 何明珠, 谭会娟, 等. 沙漠人工植被区生物结皮类土壤的蒸发特性: 以沙坡头沙漠研究试验站为例[J]. *土壤学报*, 2007, 44(3): 404–410.
- [34] FAO-ISRIC-ISSS. World Reference Base for Soil Resources [M]. Rome, Italy: FAO, 1998.
- [35] 杨昊天, 李新荣, 闫培洁, 等. 腾格里沙漠土壤类型空间分布特征[J]. *中国沙漠*, 2020, 40(4): 154–162.
- [36] 张甜, 贾荣亮, 高艳红, 等. 沙坡头人工固沙植被演替过程中主要结皮生物生态位和种间关联变化特征[J]. *中国沙漠*, 2021, 41(4): 100–108.
- [37] 李新荣, 张志山, 谭会娟, 等. 我国北方风沙危害区生态重建与恢复: 腾格里沙漠土壤水分与植被承载力的探讨[J]. *中国科学: 生命科学*, 2014, 44(3): 257–266.
- [38] 中国科学院资源环境科学数据中心. 中国土地利用现状遥感监测数据[EB/OL]. (2021–04–20) [2022–11–10]. [http://www.resdc.cn/data.aspx? DATAID=99](http://www.resdc.cn/data.aspx?DATAID=99).
- [39] 中卫市统计局. 中卫统计年鉴–2016[Z]. 银川: 银川市吴博彩色印刷有限公司. 2016
- [40] 中卫市统计局. 中卫统计年鉴–2021[Z]. 银川: 银川市吴博彩色印刷有限公司. 2021
- [41] 冯杰, 张胜, 王涛. 中国省际土地利用碳排放及其影响因素分析[J]. *统计与决策*, 2019, 35(5): 141–145.
- [42] 马远, 刘真真. 黄河流域土地利用碳排放的时空演变及影响因素研究[J]. *生态经济*, 2021, 37(4): 35–43.
- [43] 郑永超, 文琦. 宁夏回族自治区土地利用变化及碳排放效应[J]. *水土保持研究*, 2020, 27(1): 207–212.
- [44] 孙赫, 梁红梅, 常学礼, 等. 中国土地利用碳排放及其空间关联[J]. *经济地理*, 2015, 35(3): 154–162.
- [45] 李建强, 张飞云, 李倩, 等. 基于PLUS-InVEST模型的新疆土地利用碳排放与碳储量时空演变分析及模拟[J/OL]. *农业资源与环境学报*, 2025. <https://doi.org/10.13254/j.jare.2024.0732>.
- [46] 王亚娟, 翟晨曦, 刘彩玉, 等. 宁夏土地利用碳排放时空差异及影响因素分析[J]. *环境科学*, 2024(9): 5049–5059.
- [47] Chai Q L, Ma Z Y, An Q Q, et al. Does *Caragana korshinskii* plantation increase soil carbon continuously in a water limited landscape on the Loess Plateau, China[J]. *Land Degradation & Development*, 2019, 30: 1691–1698.
- [48] Li Y Q, Chen Y P, Wang X Y, et al. Improvements in soil carbon and nitrogen capacities after shrub planting to stabilize sand dunes in China's Horqin Sandy Land[J]. *Sustainability*, 2017, 9(4): 662.
- [49] Yang H T, Wang Z, Li X, et al. Vegetation restoration drives the dynamics and distribution of nitrogen and phosphorous pools in a temperate desert soil-plant system[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 245: 200–209.
- [50] Li X R, Tian F, Jia R L, et al. Do biological soil crusts determine vegetation changes in sandy deserts? Implications for managing artificial vegetation [J]. *Hydrological Processes*, 2010, 24: 3621–3630.
- [51] 陈荷生. 干旱区造林与水分平衡的关系[R]. 国家“七·五”重点科技攻关项目研究报告(75_08_01–06). 1990.
- [52] Arnalds O, Orradottir B, Aradottir A L. Carbon accumulation in Icelandic desert Andosols during early stages of restoration[J]. *Geoderma*, 2013, 193/194: 172–179.
- [53] Garcia-Franco N, Wiesmeier M, Goberna M, et al. Carbon dynamics after afforestation of semiarid shrublands: implications of site preparation techniques[J]. *Forest Ecology and Management*, 2014, 319: 107–115.
- [54] 杨静, 郭群. 省级层面碳排放估算及减排路径方法研究: 以宁夏为例[J]. *中国沙漠*, 2023, 43(5): 176–185.
- [55] van Groenigen K J, Six J, Hungate B A, et al. Element interactions limit soil carbon storage[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2006, 103(17): 6571–6574.
- [56] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed[J]. *Ecology*, 2008, 89(2): 371–379.
- [57] Hoogmoed M, Cunningham S C, Baker P J, et al. Is there more soil carbon under nitrogen-fixing trees than under non-nitrogen-fixing trees in mixed-species restoration plantings?[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2014, 188: 80–84.
- [58] Delgado-Baquerizo M, Eldridge D J, Maestre F T, et al. Aridity decouples C:N:P stoichiometry across multiple trophic levels in terrestrial ecosystems[J]. *Ecosystems*, 2017, 21(3): 459–468.
- [59] Liu X, Yang T, Wang Q, et al. Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions: a meta-analysis[J]. *Science of Total Environment*, 2018, 618: 1658–1664.

Quantitative assessment on the supply-demand balance of carbon sequestration service in artificial sand-binding vegetation ecosystem at the southeastern edge of the Tengger Desert

Yang Liwen^{1,2,3}, Li Xiaojun², Yang Haotian², Zhang Zhishan², Shi Zhuoqun¹,
Qin Xiao¹, Hong Dandan⁴, Wang Dayong⁵

(1. Department of Economics, Shanxi Institute of Energy, Jinzhong 030060, Shanxi, China; 2. Shapotou Desert Research and Experiment Station, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000; 3. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; 4. Shanghai Geological & Mineral Engineering Exploration (Group) Co., Ltd., Shanghai 200436, China; 5. Climate Centre of Shanxi Province, Taiyuan 030006, China)

Abstract: To systematically assess the efficacy of ecological restoration initiatives in enhancing carbon sequestration service supply, this study conducted a quantitative analysis of the supply-demand balance of carbon sequestration service across distinct succession stages of artificial sand-binding vegetation ecosystem in the Shapotou region between 2015 and 2020. Key findings include: (1) The total carbon sequestration service supply within the artificial sand-binding vegetation ecosystem exhibited a fluctuating upward trend over time, approaching stabilization after 52 years of vegetation restoration. During the initial 17-year restoration phase, shrub biomass dominated carbon sequestration service supply, whereas soil carbon sequestration became the primary contributor between 25–60 years post-restoration. A significant negative correlation was identified between soil and shrub carbon sequestration supply, which was effectively modeled using a regression equation $y = 9.88 - 3.21 \ln x$. Notably, the increasing herbaceous biomass suggests a sustained rise in soil carbon sequestration supply over extended timescales. (2) By 2020, regional carbon sequestration demand surged by 43.33% relative to 2015 level, primarily driven by escalating construction land emissions. This growth was closely linked to the coal-intensive energy structure and heavy industrial development characteristic of the study area. (3) From 2015 to 2020, the per-unit-area supply-demand ratio for carbon sequestration service in Shapotou's artificial sand-binding vegetation ecosystem remained consistently below 1, reflecting a widening gap between supply and demand. The findings highlighted a critical mismatch where supply growth lagged far behind demand escalation. These insights carry profound implications for achieving carbon neutrality in desert ecosystems and maintaining ecological security. Methodologically, this research provides innovative frameworks for evaluating carbon sequestration effectiveness in sandy land restoration projects, advancing both ecological science and evidence-based policy formulation in arid region management.

Key words: carbon sequestration service; artificial sand-binding vegetation; supply-demand balance; ecological restoration; Shapotou