

· 双清论坛“新时期草学的重大基础科学问题” ·

## 中国草地生态系统固碳能力及其提升途径<sup>\*</sup>

彭云峰<sup>1</sup> 常锦峰<sup>2</sup> 赵霞<sup>1</sup> 石岳<sup>1</sup> 白宇轩<sup>1</sup>  
李秦鲁<sup>1</sup> 姚世庭<sup>1,3</sup> 马文红<sup>4</sup> 方精云<sup>5</sup> 杨元合<sup>1,6\*\*</sup>

1. 中国科学院植物研究所, 北京 100093
2. 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058
3. 青海大学农牧学院, 西宁 810016
4. 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021
5. 北京大学城市与环境学院生态研究中心, 北京 100871
6. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049

**[摘要]** 准确评估草地生态系统固碳速率、提升其碳汇能力对于深入认识国家尺度陆地生态系统碳源汇特征及其固碳潜力具有重要意义。通过梳理文献, 本文总结了我国草地碳汇大小、空间格局及其未来趋势, 并提出了提升草地碳汇的可能途径。结果发现, 不同研究对我国草地碳源汇特征的估算差异较大, 大小介于 $-3.4 \sim 17.6 \text{ Tg C year}^{-1}$  ( $1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$ ), 中值为  $13.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。模型预测未来全球变化背景下我国草地碳汇呈增加趋势, 由 1970s—2010s 的  $12.8 \text{ Tg C year}^{-1}$  (不同研究结果的范围:  $-3.6 \sim 18.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ ) 增加至 2050s 的  $29.0 \text{ Tg C year}^{-1}$  ( $10.3 \sim 50.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ )。通过构建退化草地恢复技术体系、加强重大生态工程、自然保护区和人工草地建设、利用碳汇植物提升荒漠化草地碳汇、以及实施有效的生态奖补政策等手段, 有望进一步提升草地固碳能力。未来亟需在草地碳通量长期联网观测、碳循环关键过程对全球变化响应和反馈机制、数据—模型融合等方面加强研究, 以降低草地碳汇估算中的不确定性。此外, 还需加强草地退化和恢复过程中碳循环观测和模拟研究, 从而针对性地恢复退化草地碳汇功能, 为我国实现“碳中和”国家战略目标提供科技支撑。

**[关键词]** 碳库; 碳汇; 碳循环; 全球变化; 草地退化与恢复



杨元合 中国科学院植物研究所研究员, 国家杰出青年科学基金获得者。主持国家重点研发计划、中国科学院战略性先导科技专项项目。获“何梁何利基金科学与技术奖”“科学探索奖”“中国青年科技奖”等荣誉。主要从事全球变化与陆地生态系统碳氮循环研究, 在 *Science Advances*、*Nature Geoscience*、*Nature Communications*、*Ecology Letters*、*Global Change Biology* 等国内外期刊发表论文 160 余篇。



彭云峰 中国科学院植物研究所副研究员。主要从事高寒草地与全球变化研究, 基于野外控制实验、整合分析等手段揭示了生态系统生产力和温室气体排放对氮富集和增温的响应规律及机制。以第一作者/通讯作者(含共同)在 *Global Change Biology*、*Ecology*、*Functional Ecology* 等生态学主流期刊发表学术论文 20 余篇。主持国家自然科学基金面上项目、青年科学基金项目, 作为骨干承担国家重点研发计划子课题、中国科学院战略性先导科技专项子课题等项目。

收稿日期: 2023-06-25; 修回日期: 2023-08-06

\* 本文根据第 313 期“双清论坛”讨论的内容整理。

\*\* 通信作者, Email: yhyang@ibcas.ac.cn

本文受到国家自然科学基金项目(31988102)和中国科学院战略性先导科技专项(XDA26020201)的资助。

草地是陆地生态系统重要的组成部分。从植物生态学或植物地理学的角度而言,草地指草本植物占优势的群落,主要包括草原、草甸、草本沼泽、草本冻原、草丛等天然植被,也包括除农作物之外以草本植物为主的栽培群落<sup>[1]</sup>。据估计,全球草地总面积为52.5亿公顷,主要分布在欧亚大陆中部、北美和南美洲中部、非洲和澳大利亚大部分地区,占陆地生态系统无冰层覆盖地区总面积的40.5%<sup>[2]</sup>。草地不仅为畜牧业提供场所,也具有重要的生态功能,例如:防风固沙、水土保持、维持生物多样性等<sup>[3]</sup>,尤其是在全球碳循环中扮演重要角色<sup>[4]</sup>。一方面,草地生态系统储存着大量碳,是重要的碳库。据估计,草地有机碳储量约为525 Pg C (1 Pg=10<sup>15</sup> g),占陆地生态系统有机碳总量的16%~19%<sup>[5]</sup>。另一方面,草地主要分布在干旱和半干旱区,其碳汇的年际波动大。研究表明,干旱和半干旱生态系统碳汇的年际变异贡献了全球陆地碳汇年际变异的39%<sup>[6]</sup>。因此,提升草地固碳能力、维持草地碳汇稳定性,对减缓全球气候变化具有重要意义。

中国草地面积约2.9亿公顷,主要分布在西部和北部地区,包括西藏、内蒙古、新疆、青海等省份,约占国土面积的30.5%<sup>[7]</sup>。我国草地生态系统储存着大量有机碳。最新基于实测数据的研究显示,我国草地碳库大小为25.4 Pg C,占我国陆地生态系统总碳库的28%<sup>[8]</sup>。然而,过去几十年来,我国草

地分布区经历了显著的全球变化,如气候变暖、降水量增加、大气二氧化碳(CO<sub>2</sub>)浓度增加和氮沉降速率上升等(图1A~D)。此外,分布在气候敏感区的草地生态系统还经历了一些特殊的全球变化现象,如青藏高原高寒草地的多年冻土融化和内蒙古温带草地灌丛化等(图1E、G)。上述全球变化现象的发生会显著影响草地生态系统碳平衡。例如,在高寒草地,气候变暖引起的剧烈冻土融化现象—热融冲沟的形成致使表层土壤有机碳含量下降~1/3<sup>[9]</sup>。此外,在气候变化和人类活动双重干扰下,我国70%~90%草地发生了不同程度的退化<sup>[10, 11]</sup>(图1F、G)。草地退化会导致大量碳损失。据估计,中度以上退化致使植被生物量下降约30%~70%,土壤有机碳损失约10%~40%<sup>[12-15]</sup>。因此,如果能对尚未退化草地进行有效保护并对退化草地进行科学恢复,可以减少草地有机碳损失甚至提升其固碳能力。

纵观我国草地碳循环的研究历史,早期研究主要基于野外观测、草地资源清查、文献数据并结合遥感和模型等方法,评估了草地碳库和碳汇的大小<sup>[16-18]</sup>。之后,学术界利用野外控制实验等手段,试图揭示草地碳循环对各类全球变化要素的响应机理<sup>[19-23]</sup>以及管理措施对退化草地生态系统碳储量的影响<sup>[24, 25]</sup>。本文通过回顾以往研究,系统阐述我国草地碳库和碳源汇特征、动态变化及其驱动因素,并综合评价不同陆面过程模型对我国草地碳源汇未来

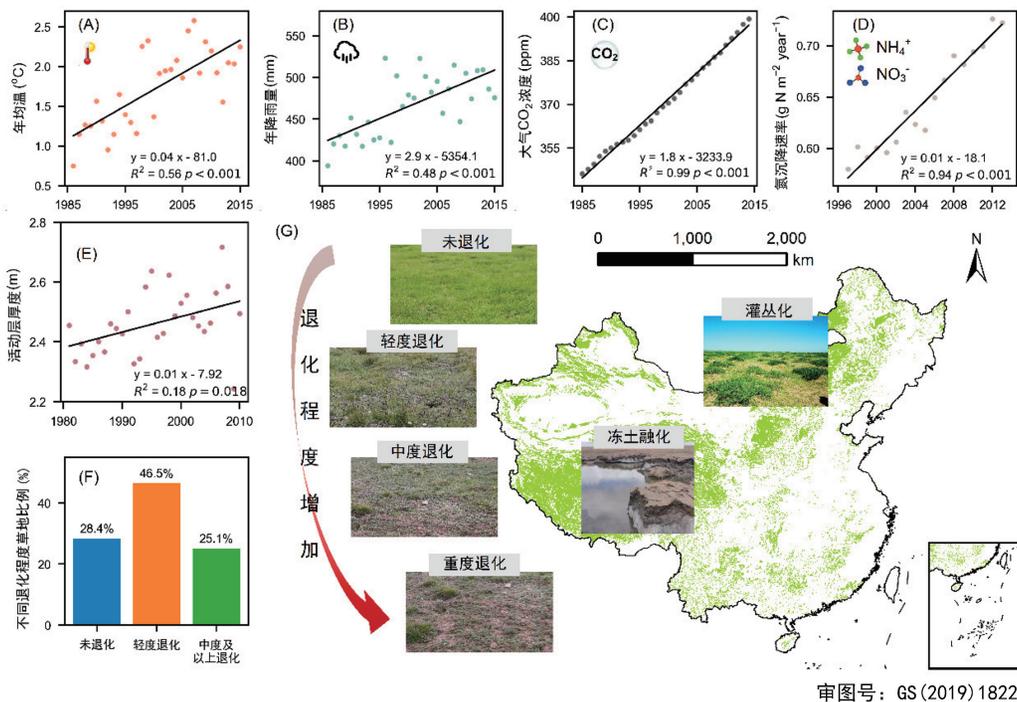


图1 1980s至今我国草地经历显著的全球变化并发生不同程度退化:A. 年均温,B. 年降雨量,C. 大气CO<sub>2</sub>浓度, D. 氮沉降速率,E. 多年冻土活动层厚度随时间的变化,F. 不同退化程度草地的比例(以青藏高原为例), G. 不同退化程度草地照片、多年冻土融化照片和草原灌丛化照片  
注:图中数据和照片来源见附录1。

审图号: GS(2019)1822

趋势的预估结果；在此基础上提出提升草地碳汇功能的途径，以期为实现我国“碳中和”目标提供参考与科技支撑。

## 1 草地碳汇大小及分布

### 1.1 碳库大小

明确草地碳库大小是准确评估其碳源汇特征的前提。草地生态系统碳库主要包括植被碳库和土壤碳库两部分。20 世纪 90 年代以来，许多研究对我国草地植被和土壤有机碳储量进行了估算。以往研究估算草地碳库的方法主要包括文献数据整合、草地资源调查和模型模拟等(图 2)。不同方法估算的我国草地碳库存在较大差异。例如，基于全球草地碳密度的结果整体上高估了我国国家尺度植被碳库(3.1~4.7 Pg C)，而基于早期草地资源调查和中国科学院“应对气候变化的碳收支认证及相关问题”项目(以下简称“碳专项”)调查的结果相对一致(1.0~1.2 vs. 1.4 Pg C)。不同模型估算结果则差异较大，利用 Carbon Exchange between Vegetation, Soil and the Atmosphere(CEVSA)模型估算的植被碳库为 0.6 Pg C，而基于 Terrestrial Ecosystem Model(TEM 5.0)模型估算的结果为 3.2 Pg C(图 2B)。对于土壤碳库而言，其在不同研究之间的差异更大。特别是，同样基于地面观测资料的“全国第二次土壤

普查”和“碳专项”调查获得的土壤碳库也存在较大差异(37.7 vs. 24.0 Pg C)(图 2C)。通过总结已发表的文献，我国草地生态系统碳库处于 17.3~59.5 Pg C 之间；由于“碳专项”基于统一的调查方法，在草地分布区调查了 4 207 个样点，笔者认为其估算结果最为可靠。因此，我国草地生态系统碳库大小应为  $25.4 \pm 1.5$  (平均值±标准差，下同)Pg C (图 2A)。其中植被碳库介于 0.6~4.7 Pg C，中值为 1.2 Pg C(图 2B)；土壤有机碳库为 16.7~56.3 Pg C，“碳专项”的估算结果为  $24.0 \pm 2.5$  Pg C(图 2C)。对于我国主要的两种草地类型—内蒙古温带草地生态系统碳库为 6.7 Pg C，植被碳库中值为 0.18 (不同研究的估算范围(下同):0.17~0.19 Pg C)，土壤碳库中值为 6.5 (2.9~7.1 Pg C)。青藏高原高寒草地生态系统碳库中值为 24.2 Pg C (12.3~37.6 Pg C)，植被碳库中值为 0.41 Pg C (0.35~2.05 Pg C)，土壤碳库中值为 15.3 Pg C (7.4~35.6 Pg C)；其中，1 m 深度土壤碳库为 7.4 Pg C，3 m 深度土壤碳库中值为 15.3 Pg C(图 2A~C)。这里需要指出的是，一些土壤碳库估算研究并非专门针对高寒草地。例如，Ding 等估算的是整个青藏高原的土壤碳库，而 Wang 等和 Zhao 等只关注青藏高原冻土分布区的土壤碳库<sup>①</sup>。因此，本研究未将其纳入统计分析。

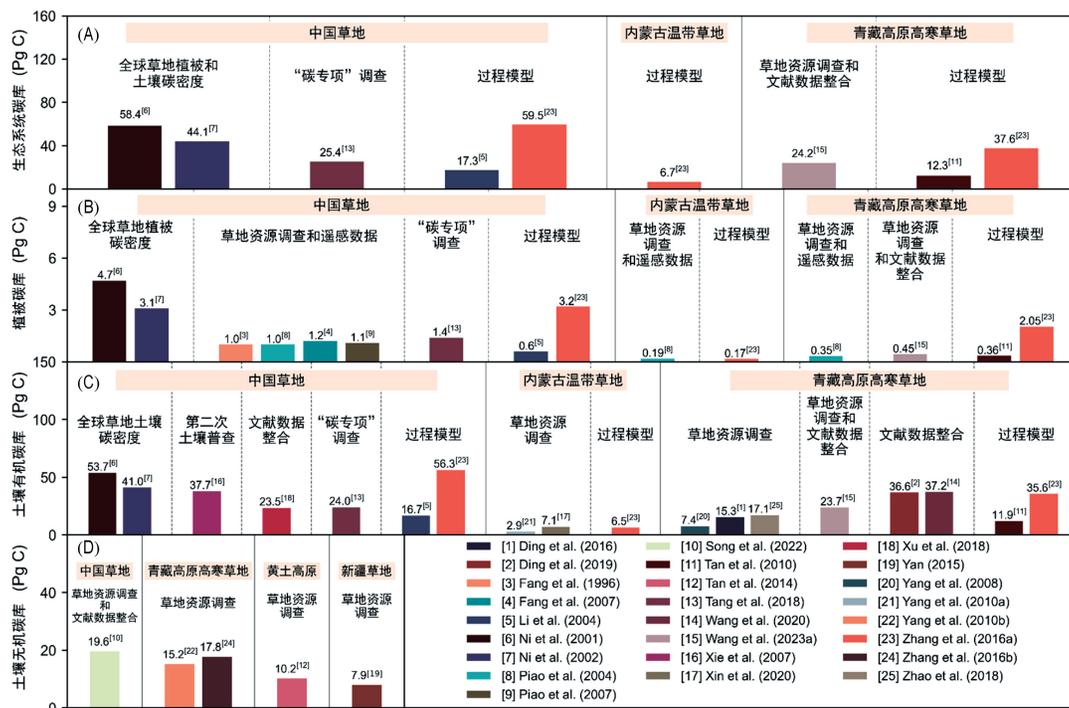


图 2 不同研究估算的全国、内蒙古温带草地和青藏高原高寒草地生态系统碳库；A. 生态系统碳库，B. 植被碳库，C. 土壤有机碳库，D. 土壤无机碳库

注：图中参考文献见附录 2。

① 以上三篇文献具体信息详见附录 2 中参考文献[4]、[24]和[37]。

通过梳理以上研究可以看出,不同研究结果存在较大差异。究其原因,可以归结为草地自身的特征、基础数据的不确定性和方法学的问题3个方面,具体见表1。概括如下:首先,草地自身特征导致的不确定性。这方面主要包括草地植被生长的年际波动以及植被和土壤碳库的空间异质性,从而导致不同研究得到的碳库有所不同。其次,草地统计和调查数据的不确定性引起的碳库估算差异。例如,我国草地面积存在较大争议,以及早期资料尤其是“全国第二次土壤普查”数据的不确定性较大,这也导致碳库估算的差异较大。最后,以往研究中采用的碳库估算方法存在一定缺陷。例如,利用遥感资料估算植被碳库存在较大误差(例如地面调查和遥感数

据分辨率不匹配)、植物和土壤采样标准不统一、碳库升尺度方法不一致、以及陆面过程模型中碳循环关键参数的实测数据缺失等,这些方法学的问题也会导致不同研究结果出现较大偏倚。总之,未来需要针对这些问题加强研究,从而降低草地植被和土壤碳库估算的不确定性(表1)。

除了有机碳,无机碳也是草地土壤碳库的重要组成部分。土壤无机碳主要以碳酸盐的形式存在于土壤中<sup>[26]</sup>。在干旱和半干旱地区,成土过程中由于岩石风化形成的次生碳酸盐能够固定大气或土壤有机质分解产生的CO<sub>2</sub><sup>[26]</sup>,并且在碱性土壤中生成的碳酸盐较为稳定,因此其土壤无机碳库较大。全国尺度的调查表明,0~1 m深度草地土壤无机碳库大

表1 当前草地碳库估算中存在的问题及未来研究建议

不确定性来源	目前存在的问题	未来研究建议	
草地自身的特征	植被碳库的年际波动	草地植被碳库具有较大年际变异。但是当前研究大多为单年调查结果 <sup>[1, 2]</sup> ,较少对同一样点的植被进行多年重复采样和碳库测定,导致不同年份测定的碳库存在差异	需要长期的观测数据计算均值,才能较为准确地反映该地点的植被碳库大小
	植被和土壤碳库的空间异质性	由于环境恶劣、交通不便、政策限制等原因,野外调查样点分布不均匀,尤其是青藏高原藏北无人区、三江源国家公园、川西高山草甸、南方草地等地区的观测数据较为缺乏 <sup>[3]</sup> 。然而,基于平均碳密度法计算碳库主要依赖于样点的均匀性,样点分布差异会导致不同研究结果出现较大偏倚	加强数据薄弱区的观测
基础数据的不确定性	我国草地面积存在争议	我国草地面积的统计有多种来源,如全国范围草地清查、基于遥感数据估算等。不同估算方法得到的结果差异较大,范围为 $167.0 \times 10^4 \sim 430.7 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,相差1.7~2.6倍 <sup>[4]</sup> 。对于青藏高原高寒草地,不同研究涉及的研究区域面积有差异,有些是整个青藏高原,有些只包括青海和西藏地区,从而导致土壤碳库估算差异	采用“遥感影像—无人机航拍—地面调查”相结合的方式,提高我国草地面积的估算精度
	早期资料的不确定性较大	许多研究基于“全国第二次土壤普查”数据估算我国草地碳库,但早期土壤普查历时较长(6~8年),容重和砾石含量数据缺失;测定也是由各地分批进行,样品的保存、测定条件差异等导致测定结果的不确定性较大 <sup>[5]</sup>	对早期资料进行严格筛选,剔除可信度较低的数据,降低数据的不确定性
方法学的问题	利用遥感估算植被碳库存在较大误差	地面调查样方的面积一般在平方米的尺度,而现有研究采用的遥感数据多为平方公里的尺度 <sup>[6, 7]</sup> ,导致二者无法完全匹配。因此,通过生物量与归一化植被指数(NDVI)的经验模型将碳库转换到区域尺度存在很大不确定性	需要采用更高精度的遥感数据进行碳库的尺度转换
	采样和测定标准不统一	植被碳库,尤其是地下碳库的估算方法不统一(有些研究采用直接收获法,有些采用地上一地下生物量关系推算) <sup>[2, 7]</sup> 。土壤碳库估算中不同研究采集的土壤深度不一致 <sup>[8]</sup> ;土壤容重数据获取方式不同(有的是基于实测容重,有的是基于容重与土壤有机碳含量之间的经验关系推算) <sup>[9]</sup> 。有机碳的测定方法也存在差异(一些研究采用“湿烧法”测定,另外一些研究采用元素分析仪测定) <sup>[2, 9]</sup> 。以上野外和室内研究方法的不同会导致碳库估算的差异	需要基于统一的方法进行植物和土壤采样及有机碳含量测定,例如“碳专项”的研究方法
	碳库升尺度方法不一致	当前研究大多采用平均碳密度法、克里格插值等方法计算碳库 <sup>[6, 8, 9]</sup> ,这些方法非常依赖于样点的均匀性,样点分布不均匀会导致结果出现较大偏倚	加强机器学习、深度学习等算法在植被和土壤碳库估算中的应用
	过程模型中碳循环关键参数的实测数据缺失	陆面过程模型从生态系统碳输入、在植被和不同土壤碳组分间的分配、周转速率以及输出过程模拟生态系统碳源汇的变化。然而,一些碳循环关键参数,如根系周转速率、土壤碳组分、土壤碳周转速率、微生物碳利用效率等还十分缺乏 <sup>[10, 11]</sup> ,从而限制了模型的模拟精度	加强国家尺度上草地碳循环关键参数的系统观测

注:表中参考文献见附录3。

小为 19.6 Pg C(图 2D), 占总碳库的 26%~54%。同时, 不同类型草地土壤无机碳库也存在差异。在青藏高原高寒草地, Yang 等<sup>[27]</sup>和张蓓蓓等<sup>[28]</sup>基于实测的土壤剖面数据, 分别估算得到 0~1 m 深度无机碳库为 15.2 和 17.8 Pg C。这种差异可能与测定方法的不同有关。Yang 等<sup>[27]</sup>研究中土壤无机碳含量是利用土壤总碳与有机碳差减法得到的, 而张蓓蓓等<sup>[28]</sup>则是通过碳酸盐分析仪直接测定的土壤无机碳含量。尽管不同方法间存在差异, 但这两项研究均发现同深度土壤无机碳约为有机碳库的大约 2 倍。在黄土高原, 0~1 m 深度土壤无机碳库为 10.2 Pg C; 而在新疆草地, 同深度无机碳储量为 7.9 Pg C(图 2D), 与有机碳储量相当。从以上结果可以发现, 草地土壤无机碳库的全国尺度估算值低于区域加和值。由于上述研究中的土壤取样深度均为 1 m, 这种前后不匹配的现象可能是不同来源数据的误差所致。总之, 我国草地生态系统中土壤无机碳对整个土壤碳库的贡献不容忽视。

## 1.2 碳源汇大小和空间分布

在生态系统碳库估算的基础上, 许多研究针对不同区域、不同类型草地碳源汇特征开展了系统评估。从图 3 可以看出, 主要的研究方法包括土壤重采样、文献数据整合、通量观测和模型模拟等。整体而言, 我国草地生态系统碳汇处于  $-3.4 \sim 17.6 \text{ Tg C year}^{-1}$  之间, 其中植被碳汇大小为  $-0.8 \sim 17.7 \text{ Tg C year}^{-1}$ , 土壤碳汇大小为  $-2.6 \sim 28.3 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。可以看出, 不同研究不仅在草地碳源汇强度方面存在很大差异, 甚至碳源汇的方向也存在差异。有些研究认为草地系统是个显著碳汇, 有些研究则认为草地生态系统表现碳中性, 也有研究认为草地生态系统可能是个弱碳源。综合现有研究结果, 我国草地生态系统碳汇中值为  $13.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ , 其中植被和土壤碳汇中值分别为  $8.5$  和  $8.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。

不同类型草地碳汇强度差异明显。青藏高原高寒生态系统碳汇能力较强, 中值为  $35.2 \text{ Tg C year}^{-1}$ , 范围介于  $10.2 \sim 37.8 \text{ Tg C year}^{-1}$ ; 而内蒙古温带草地生态系统碳汇的报道较少, 仅有的一项研究认为碳汇大小为  $12.6 \text{ Tg C year}^{-1}$ (图 3A)。需要指出的是, 对于青藏高原, Wei 等<sup>[29]</sup>利用 32 个站点的通量观测数据估算的生态系统碳汇为  $130 \text{ Tg C year}^{-1}$ , 约为其他研究结果的 3~13 倍。这可能是由于他们的通量观测站点大部分位于青藏高原东部和南部, 而这些地区由于植被生长较好导致碳汇较大。简单将观测数据平均明显高估了整个青藏高原区域尺度的碳汇, 因此本研究没有将其纳入统计分析。

对于草地植被, 内蒙古温带草地和高寒草地整体

均表现出碳汇特征, 分别为  $1.3$  和  $1.6 \text{ Tg C year}^{-1}$ (图 3B)。但是, 来自内蒙古锡林郭勒草原生态系统国家野外科学观测研究站和青海海北高寒草地生态系统国家野外科学观测研究站的长期植物生物量观测的结果却显示, 过去 20~30 年间两类草地植被净生产力没有显著变化<sup>[30, 31]</sup>。这种差异意味着草地碳汇存在较大的空间异质性, 同时也意味着基于遥感估算的草地碳汇具有不确定性。对于草地土壤, 内蒙古温带草地的研究还存在争议。例如, 利用大范围土壤重采样, Kou 等<sup>[32]</sup>发现 2000s—2010s 期间, 内蒙古温带草地表层土壤(0~50 cm)呈现明显的碳汇功能, 碳汇大小为  $22.3 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。但是, Xin 等<sup>[33]</sup>发现在更长时间尺度(1963—2007 年间)和更深土壤层次中(0~100 cm)有机碳以  $48.4 \text{ Tg C year}^{-1}$  的速率损失。而青藏高原高寒草地土壤大部研究认为是碳汇(图 3C)。其中比较有代表性的是, Chen 等<sup>[34]</sup>和 Ding 等<sup>[35]</sup>基于重采样方法发现 2000s—2010s 年间表层土壤(0~30 cm)的有机碳累积速率分别为  $5.3$  和  $32.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。以上研究中, Ding 等<sup>[35]</sup>采用更为严格的重采样方法评估土壤碳源汇效应且其样本量对高寒草地分布区的覆盖度更高, 因此笔者认为其估算结果最为可靠。也就是说, 青藏高原高寒草地土壤碳汇能力较强, 大小为  $32.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ 。这一数值也与生态系统碳汇( $35.2 \text{ Tg C year}^{-1}$ )和植被碳汇( $1.6 \text{ Tg C year}^{-1}$ )之差总体上匹配。

从以上结果可以发现, 不同研究得到的碳汇在总体(生态系统)与不同组分(植被和土壤)之间以及全国草地与不同区域之间的结果并不匹配, 甚至相同区域的研究结果也存在较大差异, 可能原因见表 2。简单来讲, 可以归结为以下 4 个方面: 第一, 草地生态系统碳收支年际波动较大, 因此不同时间段、不同时间长度, 可能导致完全不同的结果。例如, 在全国尺度上, Fang 等<sup>[36]</sup>采用的时间范围是 2001—2010 年, 而 Wang 等<sup>[37]</sup>考虑的时间范围是 1980s—2010s。在区域尺度上, 即使同样分析内蒙古温带草地土壤碳动态, Kou 等<sup>[32]</sup>聚焦本世纪前 10 年的变化(2000s—2010s), 而 Xin 等<sup>[33]</sup>则关注更长的时间尺度(1963—2007 年)。这导致不同研究之间缺乏足够的可比性, 也难以产生一致性的结论。第二, 在植被碳汇的评估方面, 缺乏长期、连续、多站点的生物量监测。现有研究多采用“库差法”计算植被碳源汇动态, 但由于碳库估算本身不确定性很大(参见表 1), 进而导致碳汇估算结果存在较大不同。对于土壤碳汇估算, 早期所用土壤普查数据缺少精确的地理定位, 使得一些研究中的采样点并未严格位置对应<sup>[37, 38]</sup>, 也会导致“库差法”计算结果的不确定性较

大。第三,在通量监测方面,当前通量观测站点数量和代表性不够,同时缺乏长期的通量观测数据,从而导致碳汇结果从样点扩展至区域尺度时产生较大的不确定性。第四,在模型模拟方面,大尺度碳循环关键参数的实测数据缺乏、模型对全球变化响应的模

拟缺乏验证、对影响草地碳循环关键过程的刻画不充分、模型结构和参数的差异等均会导致模拟结果的偏差。总之,未来的工作需要针对这些问题加强观测和模拟研究,从而降低草地碳汇估算中的不确定性(表2)。

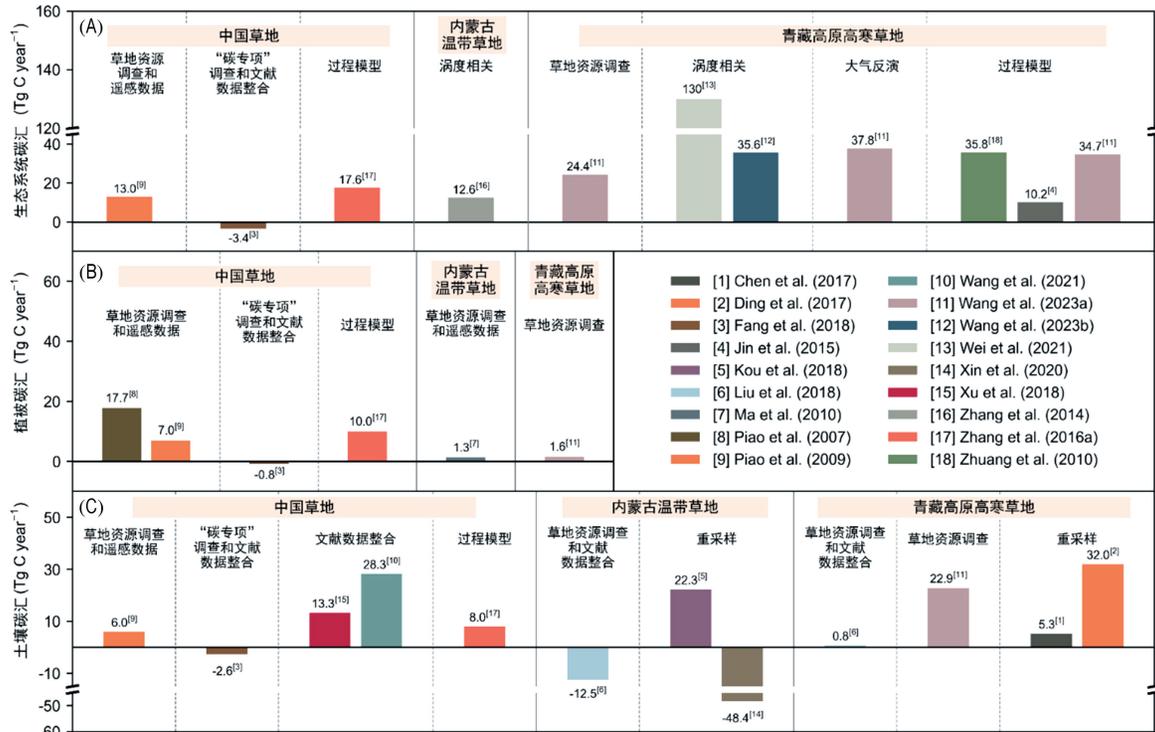


图3 不同研究估算的全国、内蒙古温带草地和青藏高原高寒草地碳汇:A. 生态系统碳汇, B. 植被碳汇, C. 土壤碳汇注:图中参考文献见附录2。

表2 当前草地碳汇估算中存在的问题及未来研究建议

不确定性来源	目前存在的问题	未来研究建议
草地碳收支年际波动	当前研究评估草地碳汇的时间范围不一致 <sup>[12, 13]</sup> ,采用不同时间段、不同时间间隔,可能导致完全不同的结果	建立全国尺度草地碳汇长期观测网络,结合生物量长期观测、土壤多期重采样、碳通量观测以及模型模拟等多种方法,系统评估我国草地生态系统碳源汇的时空分布特征
植被碳汇估算	目前研究大多基于“库差法”估算碳源汇特征 <sup>[8, 9, 12, 13]</sup> ,但是缺乏长期、连续、多站点的生物量监测数据。由于基于遥感等方法估算植被碳库本身不确定性较大(参见表1),导致碳汇的结果存在很大差异	在不同区域和草地类型中选择大量站点开展生物量连续观测,获取长期地上和地下生物量观测资料,并结合高分辨率遥感数据,揭示我国草地植被碳库的长期变化趋势
土壤碳汇估算	早期所用土壤数据主要来自地方或国家尺度土种调查资料 <sup>[5]</sup> ,大多仅记录地名而缺少精确的地理定位,使得不同时段的数据难以做到严格的位置对应;此外,重采样的时间和周期也存在差异 <sup>[12, 13]</sup> ,从而导致“库差法”计算结果的不确定性较大	在多个时期、更大尺度上开展严格的土壤重采样,揭示草地土壤碳库的动态变化
通量观测	通量观测站点数量和代表性不够,主要集中在野外台站附近,对一些草地类型及草地分布区域的覆盖性不够 <sup>[14, 15]</sup> ;同时长期的通量观测数据仍然缺乏	在不同区域、不同草地类型布置观测站点分布更加均匀的通量观测网络,形成长期联网观测
模型模拟	大尺度碳循环关键参数的实测数据缺乏,陆面过程模型对全球变化响应的模拟缺乏广泛验证,对影响草地碳循环的过程刻画不充分,模型过程和参数的差异造成不确定性 <sup>[16]</sup>	完善陆面过程模型,发展草原灌丛化、多年冻土融化、放牧、刈割等模型模块,基于更全面的地面调查资料、全球变化控制实验数据、遥感数据等对模型进行参数优化和验证,加强数据-模型融合,通过多模型模拟和比较的手段来量化草地碳汇评估中的不确定性

注:表格中文献信息见附录3。

## 2 草地碳汇的时间动态

过去几十年,由于全球变化和人类活动的影响,我国草地碳源汇表现出明显的时间动态。其中,植被碳汇逐渐减弱甚至转变为弱碳源。研究指出,1982—1999年间我国草地地上生物量呈显著增加趋势,表现为较强的碳汇( $17.7 \text{ Tg C year}^{-1}$ )<sup>[39]</sup>;而在2001—2010年间中国草地植被碳库呈现下降趋势,表现出弱碳源特征( $-0.8 \text{ Tg C year}^{-1}$ )<sup>[36]</sup>。基于遥感观测与地面调查结合的研究也显示,1980s至1990s中期植被生产力呈增加趋势,而之后生产力的增加幅度减弱甚至出现下降<sup>[1, 40, 41]</sup>。造成这种趋势的可能原因是,在干旱和半干旱草地分布区,水分是影响植被生长重要因素之一<sup>[42]</sup>。观测显示,我国草地分布区降水量、尤其是生长季降水量在20世纪90年代中后期呈显著下降趋势<sup>[43]</sup>,因此导致植被固碳能力的下降<sup>[40, 41]</sup>。

和植被碳汇的变化趋势不同,目前的研究认为草地土壤碳平衡由“碳中性”逐渐转变为“碳汇”。基于野外实地调查和全国第二次土壤普查数据,并结合库差法计算发现,1980s至2000s期间北方草地土壤有机碳库并未发生显著变化,即为“碳中性”<sup>[44, 45]</sup>。然而,利用大尺度重采样的研究结果显示,2000s—2010s期间青藏高原高寒草地和内蒙古温带草地土壤均表现出较强的固碳能力<sup>[32, 34, 35]</sup>。土壤碳汇的增加可能是:(1)历史时期(2000s之前)植被固碳对土壤碳累积具有滞后效应。具体来讲,植物枯死之后,一般不会立刻被微生物分解进入土壤。特别是在干旱或者寒冷的草地分布区,凋落物分解速率较慢,转化为土壤有机质需要一定时间。因此,历史时期植物生长的增强有可能导致2000s期间土壤碳累积;(2)2000s期间全球增温趋缓现象(Warming Hiatus)降低了土壤呼吸速率,从而导致土壤碳累积速率增强<sup>[32]</sup>。

关于草地碳源汇的未来变化趋势,当前研究主要采用经验模型和过程模型进行预测。Huang等<sup>[46]</sup>基于经验模型预测了两种气候变化情景(Representative Concentration Pathway (RCP) 2.6和RCP4.5)以及目标导向管理(Target-oriented Management)措施下,2010s—2050s中国草地碳汇的变化趋势。结果表明,RCP2.6和RCP4.5情景下中国草地碳汇将从 $18.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ 分别增加到 $27.5 \text{ Tg C year}^{-1}$ 和 $30.5 \text{ Tg C year}^{-1}$ ,其中土壤碳汇占2/3,目标导向管理措施对中国草地碳汇的贡献将逐步增加到30%左右。基于 Organising

Carbon and Hydrology in Dynamic Ecosystems (ORCHIDEE)模型的模拟结果也发现,在全球增温 $1.5^\circ\text{C}$ 和 $2^\circ\text{C}$ 情景下,中国草地将从1971—2005年间的弱碳源( $-3.6 \text{ Tg C year}^{-1}$ )转变为碳汇,碳汇强度分别为 $10.3$ (2016—2065年)和 $24.9 \text{ Tg C year}^{-1}$ (2031—2080年),总碳储量在未来50年将分别增加 $0.64 \text{ Pg C}$ 和 $1.37 \text{ Pg C}$ <sup>[47]</sup>。此外,通过分析第六次国际耦合模式比较计划(Coupled Model Intercomparison Project Phase Six, CMIP6)中包含碳循环过程的12个地球系统模式对我国草地未来碳源汇的预测结果,发现2020s—2050s间,不同气候情景下(Shared Socioeconomic Pathway (SSP) 245和SSP585)我国草地生态系统均表现为显著碳汇,且在SSP585情景下的碳汇强度( $50.0 \pm 37.8 \text{ Tg C year}^{-1}$ )要高于SSP245情景( $41.4 \pm 29.7 \text{ Tg C year}^{-1}$ ) (图4)。总之,上述预测结果均表明,未来气候变化背景下我国草地生态系统碳汇能力将有所提升。

上述经验模型和过程模型均预测未来气候变化背景下我国草地的碳汇强度将有所增强。但是,从上述预测结果中也可以看出,目前对未来草地碳汇的预测仍然存在较大的不确定性。对于经验模型的预测,不确定性可能有以下几个来源:一是来源于经验模型外推的基本假设,即草地碳密度/碳汇与解释变量(通常是环境变化因子,如温度、降水、大气 $\text{CO}_2$ 浓度等)的经验关系在未来仍与建模时期保持一致;二是来源于经验模型的拟合误差,包括但不限于地上生物量—遥感植被指数、地上一地下生物量、植被

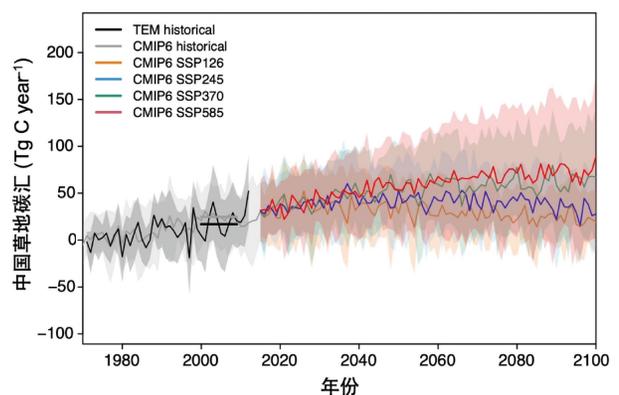


图 4 基于 CMIP6 的中国草地碳汇多模型模拟结果

注:图中黑色细线及深灰色阴影分别为草地生态系统净生物群区生产力(Net Biome Productivity, NBP)多模型模拟结果的均值及标准差(1970—2010年)<sup>[48]</sup>;灰色细线及淡灰色阴影为CMIP6地球系统模式<sup>[49]</sup>的历史时期模拟结果的均值及标准差(1970—2014年);彩色细线及阴影为不同SSP情景下预测结果的多模型均值及标准差(2015—2100年)。黑色和灰色水平线分别为基于TEMs和CMIP6 ESMs估算的2000—2009年草地年均净生物群区生产力。

碳密度—环境变化因子、土壤碳汇—植被碳汇关系等,以及利用上述关系进行推算所产生的误差传递;三是未来气候情景预测的不确定性,主要来源于CMIP6地球系统模式对温度、降水、湿度、辐射等未来趋势和幅度预测的不确定性,进而导致了以此作为输入变量的经验模型对草地碳汇的预测不确定性;四是草地管理、土地利用变化等因素通常较少纳入到经验模型当中,也会导致预测结果出现较大的不确定性。对于地球系统模式的预测,其不确定性可能与以下方面有关:首先,耦合在CMIP6地球系统模式中的不同碳循环过程模型本身在结构、参数、算法以及对气候变化的敏感性上存在显著差异,导致了模拟结果的不确定性;其次,与经验模型类似,CMIP6地球系统模式对包括温度、降水、湿度、辐射等在内未来气候变化的趋势和幅度预测存在较大的不确定性,从而影响草地碳汇的预估结果;并且,CMIP6地球系统模式的预测结果仅考虑了未来气候因子的影响,尚未考虑草地管理、过去的草地退化以及未来可能实施的草地恢复情景可能对草地碳汇产生的影响,这也是导致预测结果不确定的重要因素之一。

### 3 草地碳汇的影响因素

#### 3.1 全球变化

阐明草地碳源汇特征对全球变化的响应是准确预测其未来变化趋势的关键。不同全球变化因子对草地碳汇的影响存在差异(图5)。近期的两项综述文章整合了单个站点开展的全球变化模拟实验结果,采用Meta分析的手段揭示了全球变化因素对草地生态系统碳平衡(通常用净生态系统生产力(Net Ecosystem Productivity, NEP)测度)的影响<sup>[5, 42]</sup>。考虑到上述文章已经对这一问题进行了系统总结,这里只进行简要论述。整体而言,气候变暖、CO<sub>2</sub>浓度增加和氮沉降对NEP无显著影响,而增加降水能够提高NEP,减少降水则降低NEP。进一步分析发现,气候变暖、CO<sub>2</sub>浓度增加和氮沉降均提高草地植被生物量,而NEP的响应不敏感,这可能与上述全球变化因子同时促进土壤碳分解过程有关<sup>[42]</sup>。

不同类型草地对全球变化因子的响应有所不同(图5)。在内蒙古温带草地,水分是植物生长最重要的限制因子<sup>[30]</sup>。研究发现,增加降水能够显著提高植被生产力,进而增加生态系统碳汇;减少降水则导致生态系统碳汇降低<sup>[50, 51]</sup>。除了水分,氮素也是

温带草地植物生长重要的限制因子。因此,外源氮输入也会提高温带草地NEP<sup>[52, 53]</sup>。相对而言,增温和CO<sub>2</sub>浓度增加对NEP的促进效应较弱<sup>[22, 54]</sup>。在青藏高原高寒草地,植物生长受到温度和水分共同限制<sup>[55]</sup>,增温和增加降水都能够提高NEP<sup>[56, 57]</sup>。此外,由于低温限制了土壤氮矿化过程,植物生长也受到氮限制,因此氮富集也会增加生态系统碳汇<sup>[58, 59]</sup>。总之,考虑到温带和高寒草地植被生长均受到水分和养分限制,同时高寒草地还受到低温限制,未来全球变化(如气候变暖、降水增加等)将促进我国北方草地碳汇能力。

#### 3.2 草地退化

气候变化、过度放牧等因素导致的草地退化也会显著影响草地碳源汇特征<sup>[55]</sup>。Meta分析结果表明,草地退化显著降低了植被地上和地下生物量,减少土壤有机碳储量<sup>[13, 60]</sup>。例如,在内蒙古温带草地,重度退化导致植被地上生物量降低39.7%,根系生物量降低16.3%,土壤有机碳含量降低7.6%<sup>[60]</sup>;而在青藏高原高寒草地,中度退化导致植被地上、地下生物量和土壤有机碳含量分别下降31.9%、41.4%和25.3%<sup>[13]</sup>。基于不同退化阶段的调查发现,高寒草地退化提高了土壤氧化酶活性,这可能进一步加剧土壤惰性碳的分解,而惰性碳的损失可能对高寒草地土壤碳库造成不可逆转的后果<sup>[15]</sup>。总之,草地退化会造成大量的植被和土壤碳损失,进而减弱草地生态系统碳汇能力(图5)。

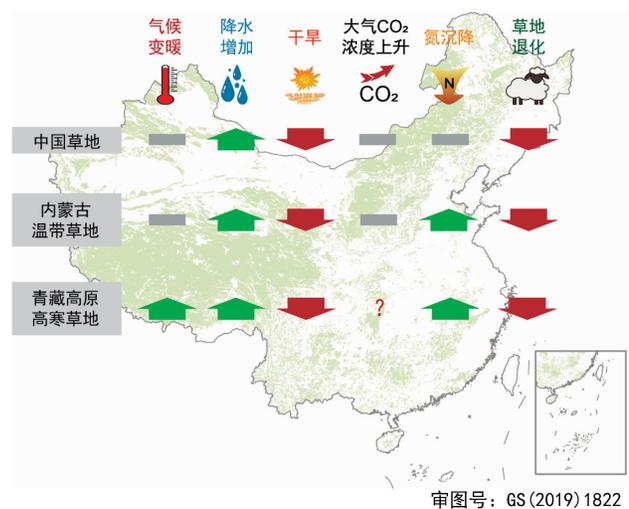


图5 草地碳汇对不同全球变化因子和草地退化的响应<sup>①</sup>  
注:向上和向下箭头分别表示碳汇的促进和抑制效应,矩形表示碳汇无显著变化,问号表示无相关报道。上述响应方向是根据文献报道的结果进行的总结。

① 草地植被分布来自1:100万中国植被图集(中国植被图编辑委员会,2001)。

## 4 提升草地碳汇的途径

我国 70%~90% 的天然草地发生不同程度的退化<sup>[10, 11]</sup>, 从而导致大量的碳损失。在全球变化背景下, 采用有效的恢复技术恢复退化草地, 并结合适应性管理措施提升生态系统的可持续性<sup>[55]</sup>, 尤其是草地碳的管理, 将能够进一步提升草地固碳能力。这是因为草地生态系统碳库不稳定与草地植被循环周期较短、草地放牧利用等因素有关。对于草地而言, 重要的是管理好碳, 如何促进草地碳库稳定是关键。联合国于 2023 年发布的《全球草地土壤碳评估报告》指出, 如果连续 20 年采取固碳管理措施(如粪肥施用、优化放牧管理等), 全球草地 0~30 cm 土壤每年可固存  $0.3 \text{ t C ha}^{-1}$ , 在缓解全球气候变化中具有重要贡献<sup>[61]</sup>。针对我国草地, 笔者认为可以从以下几个方面提升其固碳能力(图 6):

(1) 构建退化草地碳汇提升技术体系。长期以来, 我国退化草地的恢复主要以优化放牧措施的自然恢复为主<sup>[62, 63]</sup>。在退化程度较轻的草地, 这一恢复途径的效果较好。但是, 对于中度以上退化草地, 完全依靠自然恢复, 进程十分缓慢<sup>[64]</sup>。针对这一问题, 在中国科学院战略性先导科技专项“创建生态草畜牧业科技体系”项目二“天然草地恢复技术与近顶极群落构建”的支持下, 科研人员针对我国不同草地类型、不同退化阶段研发了多项恢复技术, 尤其是在传统的围封、补播、施肥等恢复技术基础上, 研发了一

系列新技术(例如乡土草种多物种配置技术、功能微生物治理和保育技术、智能化高频轮牧管理技术等), 并构建恢复技术体系, 实现快速提升退化草地生产和生态功能的目的。在生态系统碳汇方面, 相对于传统恢复技术(如补播和施肥), 这些新技术能够实现碳氮同时固定(例如包含多种豆科植物的乡土草种多物种配置技术), 也能够促进土壤氮有效性(例如功能微生物治理和保育技术), 从而实现生态系统高效固碳。初步研究结果显示, 项目研发的退化草地恢复技术能够有效提升土壤养分有效性、植被生产力、生态系统稳定性等指标, 进而增加植被和土壤碳汇。尤其是, 基于功能微生物的恢复技术可能是未来提升退化草地碳汇功能的有效途径<sup>[65]</sup>。

(2) 加强重大生态工程、自然保护区和人工草地建设。自 20 世纪 70 年代末以来, 我国先后实施了多项国家重点生态修复工程, 尤其是“退牧还草”工程使得 2001—2010 年间我国草地植被碳汇增加  $63.8 \pm 2.4 \text{ Tg C}$ , 土壤碳汇增加  $59.9 \pm 45.9 \text{ Tg C}$ , 预计未来生态系统碳储量还会以  $14.7 \pm 6.0 \text{ Tg C year}^{-1}$  的速率增加<sup>[24]</sup>。除了修复退化草地, 未退化草地的保护至关重要。近年来国家也启动了自然保护区和国家公园建设, 如内蒙古锡林郭勒草原、呼伦湖等自然保护区, 青海可可西里自然保护区和三江源、祁连山等国家公园, 以及新疆巴音布鲁克草原等自然保护区的建立, 对我国天然草地进行有效保护, 有助于提升该区域草地生态系统碳汇强度。此外,



图 6 我国草地生态系统碳汇提升途径

发展人工草地对增强草地碳汇也十分重要。由于人工草地的生产力可以达到天然草地的 10~15 倍<sup>[66]</sup>,如果采用合理的管理措施,也能够提升其固碳能力。

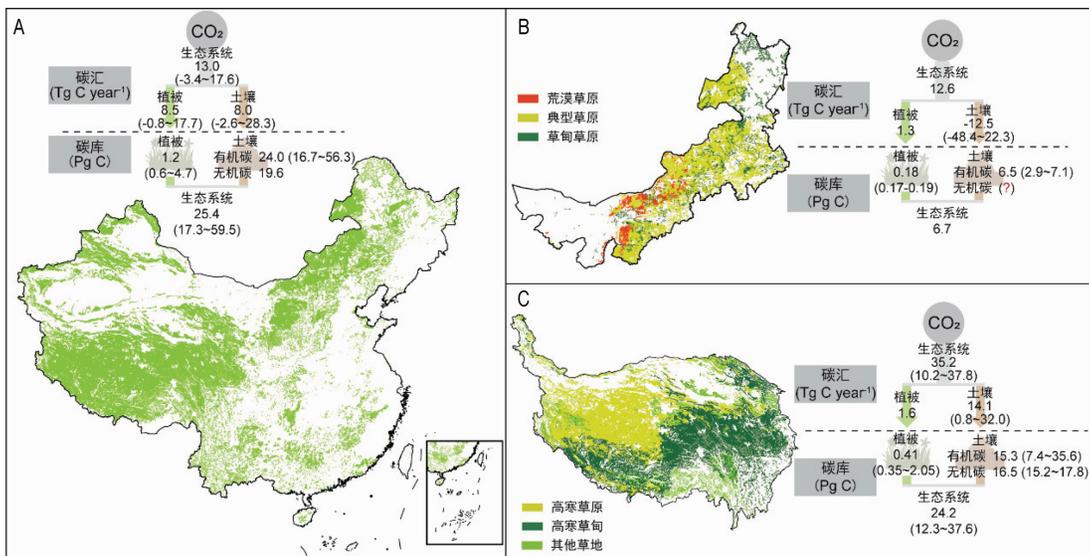
(3) 利用碳汇植物提升荒漠化草地分布区碳汇能力<sup>[67]</sup>。碳汇植物是指有利于生态系统固碳的植物,此类植物主要具备以下特点:多年生、生物量大、养分利用效率高及抗胁迫能力强等<sup>[68]</sup>。在我国西北地区,由于干旱、风蚀等原因,大面积的退化天然草地出现荒漠化现象。然而,这些地区具有充足的太阳能、风能及热能等自然资源,是发展新能源的重要区域。按照《中国 2050 年光伏发展展望》的报道,2050 年光伏发电将成为中国的第一大电源,全年发电量占当年全社会用电量的 39%<sup>[69]</sup>。因此,利用光伏板下植物蒸腾减少的特点,发展植物工厂技术,在戈壁滩、沙化、盐碱化等土地上构建碳汇植物生态系统,实现在荒漠化地区的植物生长及碳固持。需要指出的是,光伏碳汇植物固碳策略目前还处于探索阶段,可作为潜在的固碳途径之一,但其效果需进一步评价。

(4) 实施有效的生态奖补政策<sup>[64]</sup>。在政府主导草地生态恢复的同时,也应发挥当地农牧民在草地保护方面的积极性。为促进草地的生态保护工作,我国政府实施了“草原生态保护补助奖励政策”。但

是,目前补助奖励资金的发放没有和草地恢复的成效密切挂钩,可能会陷入“破坏—保护—再破坏—再保护”的恶性循环。因此,应加强草地的日常监管,每年首先对草地的恢复效果进行评估,对于达到恢复标准的牧户给予补偿和奖励,对于没有达标的牧户减少或停止发放补偿金,对草场进一步退化的牧户,甚至还要处以罚款。这样从政策上充分调动牧民的积极性,提升草地生态系统固碳能力。

### 5 结论与展望

本文通过系统梳理我国草地生态系统碳源汇研究的相关进展,得出如下结论:中国草地生态系统碳库大小为 25.4 Pg C(17.3~59.5 Pg C)(图 7A),内蒙古温带草地和青藏高原高寒草地生态系统碳库分别为 6.7 Pg C 和 24.2 Pg C(12.3~37.6 Pg C)(图 7B、C)。全国草地生态系统碳汇中值为 13.0 Tg C year<sup>-1</sup>(-3.4~17.6 Tg C year<sup>-1</sup>)(图 7A);内蒙古温带草地碳汇为 12.6 Tg C year<sup>-1</sup>,青藏高原高寒草地碳汇中值为 35.2 Tg C year<sup>-1</sup>(10.2~37.8 Tg C year<sup>-1</sup>)(图 7B、C)。未来全球变化背景下,我国草地生态系统碳汇呈增加趋势,由 1970s—2010s 的 12.8 Tg C year<sup>-1</sup>(-3.6~18.0 Tg C year<sup>-1</sup>)增加至 2050s 的 29.0 Tg C year<sup>-1</sup>(10.3~50.0 Tg C year<sup>-1</sup>)。



审图号: GS(2019) 1822

图 7 中国草地和主要草地类型的碳库和碳汇特征<sup>①</sup>:A. 全国草地, B. 内蒙古温带草地, C. 青藏高原高寒草地碳库和碳汇大小

注:图中的数字表示碳库或碳汇的中值和变化范围,问号表示没有找到相关报道。其中,中国草地生态系统碳库和土壤碳库采用“碳专项”的估算值。有些情况只检索到 1 篇相关文献(如植被碳库和碳汇),因此无法给出变化范围。

① 草地植被分布来自 1:100 万中国植被图集(中国植被图编辑委员会,2001)。

从以上结果也可以看出,当前我国草地碳汇的估算还存在较大的不确定性。并且,草地退化机制和恢复机理方面认识的不足也限制了退化草地的有效恢复。为了降低草地碳汇估算的不确定性,并通过合理的管理措施提升我国草地碳汇功能,笔者认为将来需加强以下 6 个方面的研究(图 8):

(1) 在草地碳汇及其动态评估方面,应加强长期观测和多方法融合研究。首先,对于碳库时间动态分析,需加强多期、大尺度重采样研究。在长时间尺度上,植物和土壤微生物对环境变化常表现出阶段性响应<sup>[70, 71]</sup>。尤其是对于相对稳定的土壤碳库,短期内很难检测到其变化。然而,现有的重采样的间隔时间一般较短(约 10 年)并且只进行一次<sup>[32, 34, 35]</sup>,无法反映土壤碳库的长期变化规律。因此,未来需要更长时间尺度和更大空间尺度的重采样,以期全面理解草地土壤碳库的动态变化特征。其次,对于生态系统碳通量监测,需要加强长期联网观测。涡度相关技术可以测定大气—植被冠层界面物质与能量交换通量,能直接观测草地生态系统碳源汇大小<sup>[72]</sup>。但是,现有的草地碳通量观测站点不均匀,将来需要在不同区域、不同草地类型布置更加均匀的通量观测网络,形成长期联网观测<sup>[72]</sup>。最后,在研究方法上还需加强多方法融合的手段。对于生态系统碳库监测,当前研究大多基于单一方法评估其大小和动态变化,从而导致不同研究结果有所不同。建议将来研究进行“星(卫星遥感)—空(无人机监测)—地(地面调查)”一体化监测,降低不同估算方法之间的分异。此外,基于清查资料、通量观测以及陆面过程模型等“自下而上”的方法与基于大气反演的“自上而下”的方法得到的结果也存在较大差异<sup>[5]</sup>。因此,将来研究还需“自下而上”和“自上而下”相结合的手段,系统评估我国草地生态系统碳汇大小及动态。

(2) 在草地生态系统碳源汇响应全球变化要素方面,应该加强国内全球变化控制实验较薄弱环节的研究。首先,加强全球变化多因素和人类活动耦合的联网控制实验研究。以往单点控制实验由于实验间设计、测定方法等均存在差异,很难得出普适性结论<sup>[73]</sup>。将来的研究应基于统一的实验设计和测定方法,在全国不同草地分布区开展多因素联网实验研究,有助于准确预测未来全球变化背景下草地碳源汇大小的变化趋势。其次,加强新一代野外控制实验研究。传统的野外控制实验无法充分模拟碳

循环对全球变化的响应,在此背景下,新一代野外控制实验技术逐渐得到重视。例如,在青藏高原高寒草地,全生态系统增温技术能够有效模拟气候变暖情景下“活动层厚度增加”这一多年冻土区独特的全球变化现象,从而为揭示深层土壤碳过程对气候变暖的响应机制提供了平台保障<sup>[74]</sup>。最后,揭示一些特殊全球变化要素,如草原灌丛化、多年冻土融化等对草地生态系统碳循环的影响。例如,青藏高原高寒草地主要位于多年冻土分布区,近年来气候变暖造成的活动层厚度增加和热喀斯特地貌形式导致大量 CO<sub>2</sub> 和甲烷释放<sup>[75, 76]</sup>。系统评估高寒草地碳循环对多年冻土融化的响应能够加深学术界对陆地生态系统碳—气候反馈关系的认识。

(3) 在草地生态系统碳循环驱动机制方面,需借助新方法深入解析碳循环关键过程的生物与非生物机制。首先,加深植物“多组学(Multi-omics)”性状的认识。以往植物功能性状研究主要关注形态(株高、叶面积等)和传统生理性状(光合速率、养分含量等),然而学术界对决定植物表型响应环境变化的转录组、蛋白组、代谢组等“组学”性状的认识较为匮乏。加强“多组学”性状研究有助于深入认识植物碳汇对全球变化的响应机理<sup>[77]</sup>。其次,基于同位素示踪、微生物组学等技术,阐明微生物在草地碳循环中的调控作用。尽管近年来土壤微生物在调控草地碳循环中的作用开始受到重视,但是一些关键参数(如土壤微生物碳利用效率的大尺度格局及对全球变化的响应特征)的观测证据还十分缺乏。加深土壤微生物在碳循环过程中的认识是准确模拟土壤有机碳动态的关键<sup>[78]</sup>。再次,发展矿物—有机质—微生物界面反应原位观测技术,如微流控和土壤芯片技术等,从矿物—微生物多组分界面互作角度解析土壤有机质的形成、转化和稳定机制,有助于深入理解全球变化背景下的草地土壤碳动态<sup>[79]</sup>。最后,加强食物网结构和营养级间互作对草地碳循环关键过程的影响研究。生态系统中处于高营养级的物种可通过捕食直接或间接地影响生态系统功能<sup>[80]</sup>,而目前学术界对多营养级互作如何调控草地碳源汇的认识甚少。考虑动物—植物—微生物互作在草地碳循环中的调控作用有望取得新的理论认知。在这些研究基础上,还需将这些新机制耦合至陆面过程模型,进而提高模型对草地碳循环对全球变化响应的预测能力。

(4) 在草地生态系统碳源汇未来趋势预估方

面,需提升参数反演精度并加强数据—模型深度融合。首先,加强草地遥感监测与关键参数反演精度。尽管草地遥感监测在近年来发展迅速,但其对草地类型、覆盖度、生物量、牧草品质等关键参数的反演精度仍需提升。高时空分辨率、高精度草地关键参数遥感产品的研发将有助于精准评估草地资源状况、退化或恢复程度<sup>[81]</sup>。其次,提升过程模型模拟精度,加强观测数据与模型深度融合。生态系统过程模型能够模拟草地碳循环的主要过程,包括光合作用及其产物在植被各组分间的分配、凋落、有机质分解等,但大多模型仍未能充分考虑放牧、刈割等强烈影响草地碳循环的人为过程<sup>[82]</sup>,草地退化、灌丛化等动态植被过程,以及青藏高原多年冻土融化过程(包括活动层厚度增加和热喀斯特地貌的形成)等。未来的研究需要完善模型过程,基于更全面的地面调查资料、包括放牧、氮沉降等人为影响在内的全球变化控制实验数据、遥感数据等对模型进行参数优化和验证,加强数据—模型深度融合,进而提高模型预测未来草地碳源汇的精度。

(5) 在退化草地碳汇提升方面,需要加强退化和恢复过程中碳循环过程机理与模型模拟研究。首先,应加强草地退化和恢复过程中碳循环调控机制的认识。以往研究基于退化和恢复序列调查,揭示了草地退化和不同恢复措施对植被、土壤和微生物

碳库的影响<sup>[13, 25]</sup>,但是对于土壤碳组分(例如颗粒态有机碳和矿物结合态有机碳)、有机碳来源(例如植物木质素和微生物残体)和碳分解的温度敏感性等关键参数的认识还十分缺乏。尤其是还缺少植物功能性状、土壤微生物、矿物保护在调控草地生态系统碳固定和分解过程中作用的研究。加深上述过程的理解,有助于针对性地提升不同区域、不同类型退化草地碳汇能力。其次,需要将退化草地恢复措施与陆面过程模型相结合,预估各类增汇措施的作用效果,并提升不同固碳技术成本核算精度,最终全面评估我国草地生态系统对于实现“碳中和”战略目标的贡献。

(6) 除了关注草地碳汇特征,一些分布在草地生态系统中的潜在碳源也不能忽视。比如,青藏高原高寒草地分布区的热融湖塘、河流等都是重要的CO<sub>2</sub>和甲烷排放源<sup>[76, 83]</sup>。同时,由于这些水体造成的碳的横向转移,以及在转移过程中造成的可溶性有机质降解也应该引起重视<sup>[84]</sup>。此外,家畜和野生动物肠道和粪便产生的甲烷排放也需要给予更多关注<sup>[85]</sup>。还需要指出的是,目前研究主要集中在青藏高原高寒草地和内蒙古温带草地,而对新疆高山草地和南方草地的研究相对薄弱。这两个区域也是我国草地的重要组成部分,需要加强该区域的碳储量调查、碳通量监测以及碳循环控制实验研究。

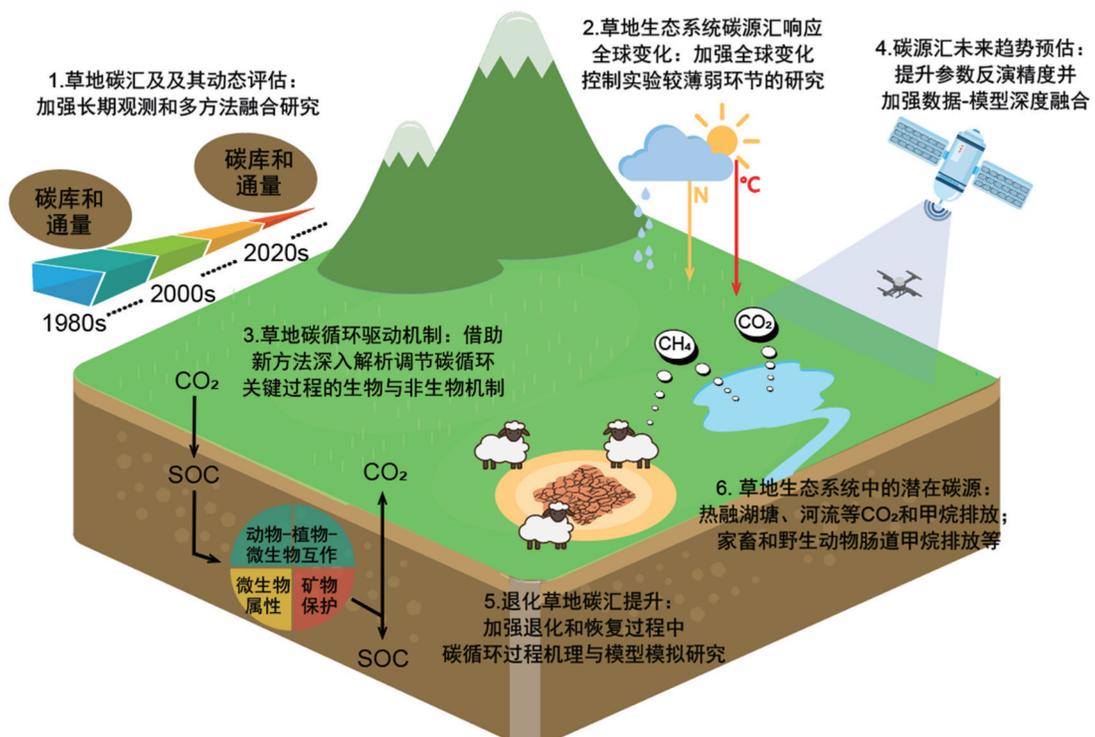


图8 准确评估我国草地碳源汇特征并提升碳汇功能需要加强的研究

综上所述,通过补齐草地碳循环关键参数短板,加深碳循环关键过程对全球变化响应机制的认识,并加强数据——模型深度融合,有助于准确评估我国草地碳汇现状与未来趋势。此外,深入理解草地退化和恢复过程中碳循环关键过程的调控机制,从而针对性地恢复退化草地的碳汇功能,也是将来我国草地碳循环研究需要关注的重点。总之,准确评估中国草地生态系统碳汇潜力并探索其提升途径,是新时期草学和生态学领域亟需解决的重大基础科学问题。这些问题的解决有望为我国实现“碳中和”国家战略目标提供科技支撑。

**致谢** 感谢第六次国际耦合模式比较计划(Coupled Model Intercomparison Project Phase Six; CMIP6)以及部门间影响模型比较计划(The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project, ISIMIP)的模型模拟结果提供者和浙江大学环境与资源学院博士生郭凯文对模型模拟结果提取和处理过程中提供的帮助。

### 参 考 文 献

- [1] 沈海花,朱言坤,赵霞,等. 中国草地资源的现状分析. 科学通报, 2016, 61(2): 139—154.
- [2] White RP, Murray S, Rohweder M. Pilot analysis of global ecosystems: Grassland ecosystems. Washington, DC: World Resources Institute, 2000.
- [3] Bardgett RD, Bullock JM, Lavorel S, et al. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(10): 720—735.
- [4] Bai YF, Cotrufo MF. Grassland soil carbon sequestration: current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 2022, 377(6606): 603—608.
- [5] 杨元合,石岳,孙文娟,等. 中国及全球陆地生态系统碳源汇特征及其对碳中和的贡献. 中国科学: 生命科学, 2022, 52(4): 534—574.
- [6] Ahlström A, Raupach MR, Schurgers G, et al. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science*, 2015, 348(6237): 895—899.
- [7] 方精云,耿晓庆,赵霞,等. 我国草地面积有多大? 科学通报, 2018, 63(17): 1731—1739.
- [8] Tang XL, Zhao X, Bai YF, et al. 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.
- [9] Liu FT, Qin SQ, Fang K, et al. Divergent changes in particulate and mineral-associated organic carbon upon permafrost thaw. *Nature Communications*, 2022, 13: 5073.
- [10] Harris RB. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments*, 2010, 74(1): 1—12.
- [11] 《欧亚大陆草原生态状况》报告编写组. 全球生态环境遥感监测 2021 年度报告: 欧亚大陆草原生态状况. 北京: 中华人民共和国科学技术部国家遥感中心和中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 2021.
- [12] Peng F, Xue X, You QG, et al. Changes of soil properties regulate the soil organic carbon loss with grassland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Indicators*, 2018, 93: 572—580.
- [13] Zhang WJ, Xue X, Peng F, et al. Meta-analysis of the effects of grassland degradation on plant and soil properties in the alpine meadows of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Global Ecology and Conservation*, 2019, 20: e00774.
- [14] Jiang ZY, Hu ZM, Lai DYF, et al. Light grazing facilitates carbon accumulation in subsoil in Chinese grasslands: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2020, 26(12): 7186—7197.
- [15] Breidenbach A, Schleuss PM, Liu SB, et al. Microbial functional changes mark irreversible course of Tibetan grassland degradation. *Nature Communications*, 2022, 13: 2681.
- [16] Li KR, Wang SQ, Cao MK. Vegetation and soil carbon storage in China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2004, 47(1): 49—57.
- [17] Yang YH, Fang JY, Tang YH, et al. Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 2008, 14(7): 1592—1599.
- [18] Piao SL, Fang JY, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458(7241): 1009—1013.
- [19] Bai YF, Wu JG, Clark CM, et al. Tradeoffs and thresholds in the effects of nitrogen addition on biodiversity and ecosystem functioning: evidence from Inner Mongolia Grasslands. *Global Change Biology*, 2010, 16(1): 358—372.
- [20] Bai WM, Wan SQ, Niu SL, et al. Increased temperature and precipitation interact to affect root production, mortality, and turnover in a temperate steppe: implications for ecosystem C cycling. *Global Change Biology*, 2010, 16(4): 1306—1316.
- [21] Lu MZ, Yang MY, Yang YR, et al. Soil carbon and nutrient sequestration linking to soil aggregate in a temperate fen in Northeast China. *Ecological Indicators*, 2019, 98: 869—878.

- [22] Song J, Wan SQ, Piao SL, et al. Elevated CO<sub>2</sub> does not stimulate carbon sink in a semi-arid grassland. *Ecology Letters*, 2019, 22(3): 458—468.
- [23] Wang Q, Lv WW, Li BW, et al. Annual ecosystem respiration is resistant to changes in freeze-thaw periods in semi-arid permafrost. *Global Change Biology*, 2020, 26(4): 2630—2641.
- [24] Lu F, Hu HF, Sun WJ, et al. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4039—4044.
- [25] Li WL, Shang XJ, Yan HP, et al. Impact of restoration measures on plant and soil characteristics in the degraded alpine grasslands of the Qinghai Tibetan Plateau: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 347: 108394.
- [26] Zamanian K, Pustovoytov K, Kuzyakov Y. Pedogenic carbonates: forms and formation processes. *Earth-Science Reviews*, 2016, 157: 1—17.
- [27] Yang YH, Fang JY, Ji CJ, et al. Soil inorganic carbon stock in the Tibetan alpine grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(4): GB4022.
- [28] 张蓓蓓, 刘芳, 丁金枝, 等. 青藏高原高寒草地 3 米深度土壤无机碳库及分布特征. *植物生态学报*, 2016, 40(2): 93—101.
- [29] Wei D, Qi YH, Ma YM, et al. Plant uptake of CO<sub>2</sub> outpaces losses from permafrost and plant respiration on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(33): e2015283118.
- [30] Bai YF, Han XG, Wu JG, et al. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature*, 2004, 431(7005): 181—184.
- [31] Liu HY, Mi ZR, Lin L, et al. Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4051—4056.
- [32] Kou D, Ma WH, Ding JZ, et al. Dryland soils in northern China sequester carbon during the early 2000s warming hiatus period. *Functional Ecology*, 2018, 32(6): 1620—1630.
- [33] Xin XP, Jin DY, Ge Y, et al. Climate change dominated long-term soil carbon losses of inner Mongolian grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2020, 34(10): e2020GB006559.
- [34] Chen LT, Jing X, Flynn DFB, et al. Changes of carbon stocks in alpine grassland soils from 2002 to 2011 on the Tibetan Plateau and their climatic causes. *Geoderma*, 2017, 288: 166—174.
- [35] Ding JZ, Chen LY, Ji CJ, et al. Decadal soil carbon accumulation across Tibetan permafrost regions. *Nature Geoscience*, 2017, 10(6): 420—424.
- [36] Fang JY, Yu GR, Liu LL, et al. Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4015—4020.
- [37] Wang S, Xu L, Zhuang QL, et al. Investigating the spatio-temporal variability of soil organic carbon stocks in different ecosystems of China. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143644.
- [38] 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*, 2018, 73(11): 2150—2167.
- [39] Piao SL, Fang JY, Zhou LM, et al. Changes in biomass carbon stocks in China's grasslands between 1982 and 1999. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(2): GB2002.
- [40] Ma WH, Fang JY, Yang YH, et al. Biomass carbon stocks and their changes in northern China's grasslands during 1982—2006. *Science China Life Sciences*, 2010, 53(7): 841—850.
- [41] Jiao CC, Yu GR, Ge JP, et al. Analysis of spatial and temporal patterns of aboveground net primary productivity in the Eurasian steppe region from 1982 to 2013. *Ecology and Evolution*, 2017, 7(14): 5149—5162.
- [42] Liu LL, Sayer EJ, Deng MF, et al. The grassland carbon cycle: mechanisms, responses to global changes, and potential contribution to carbon neutrality. *Fundamental Research*, 2023, 3(2): 209—218.
- [43] Piao SL, Wang XH, Ciais P, et al. Changes in satellite-derived vegetation growth trend in temperate and boreal Eurasia from 1982 to 2006. *Global Change Biology*, 2011, 17(10): 3228—3239.
- [44] Yang YH, Fang JY, Ma WH, et al. Soil carbon stock and its changes in northern China's grasslands from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 2010, 16(11): 3036—3047.
- [45] Liu SS, Yang YH, Shen HH, et al. No significant changes in topsoil carbon in the grasslands of northern China between the 1980s and 2000s. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 1478—1487.
- [46] Huang Y, Sun WJ, Qin ZC, et al. The role of China's terrestrial carbon sequestration 2010—2060 in offsetting energy-related CO<sub>2</sub> emissions. *National Science Review*, 2022, 9(8): nwac057.
- [47] Wang ZQ, Chang JF, Peng SH, et al. Changes in productivity and carbon storage of grasslands in China under future global warming scenarios of 1.5°C and 2°C. *Journal of Plant Ecology*, 2019, 12: 804—814.
- [48] Chang JF, Ciais P, Wang XH, et al. Benchmarking carbon fluxes of the ISIMIP2a biome models. *Environmental Research Letters*, 2017, 12(4): 045002.

- [49] Eyring V, Bony S, Meehl GA, et al. Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 2016, 9(5): 1937—1958.
- [50] Niu SL, Wu MY, Han Y, et al. Water-mediated responses of ecosystem carbon fluxes to climatic change in a temperate steppe. *New Phytologist*, 2008, 177(1): 209—219.
- [51] Zhang BW, Tan XR, Wang SS, et al. Asymmetric sensitivity of ecosystem carbon and water processes in response to precipitation change in a semi-arid steppe. *Functional Ecology*, 2017, 31(6): 1301—1311.
- [52] Niu SL, Wu MY, Han Y, et al. Nitrogen effects on net ecosystem carbon exchange in a temperate steppe. *Global Change Biology*, 2010, 16(1): 144—155.
- [53] Tian DS, Niu SL, Pan QM, et al. Nonlinear responses of ecosystem carbon fluxes and water-use efficiency to nitrogen addition in Inner Mongolia grassland. *Functional Ecology*, 2016, 30(3): 490—499.
- [54] Wu Q, Ren HY, Bisseling T, et al. Long-term warming and nitrogen addition have contrasting effects on ecosystem carbon exchange in a desert steppe. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(11): 7256—7265.
- [55] Wang YF, Lv WW, Xue K, et al. Grassland changes and adaptive management on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2022, 3(10): 668—683.
- [56] Li F, Peng YF, Natali SM, et al. Warming effects on permafrost ecosystem carbon fluxes associated with plant nutrients. *Ecology*, 2017, 98(11): 2851—2859.
- [57] Zhang FY, Quan Q, Ma FF, et al. Differential responses of ecosystem carbon flux components to experimental precipitation gradient in an alpine meadow. *Functional Ecology*, 2019, 33(5): 889—900.
- [58] Peng YF, Li F, Zhou GY, et al. Linkages of plant stoichiometry to ecosystem production and carbon fluxes with increasing nitrogen inputs in an alpine steppe. *Global Change Biology*, 2017, 23(12): 5249—5259.
- [59] Ma FF, Song B, Zhang FY, et al. Ecosystem carbon use efficiency is insensitive to nitrogen addition in an alpine meadow. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2018, 123(8): 2388—2398.
- [60] 詹天宇, 孙建, 张振超, 等. 基于 meta 分析的放牧压力对内蒙古高原草地生态系统的影响. *中国生态农业学报(中英文)*, 2020, 28(12): 1847—1858.
- [61] Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Global Assessment of Soil Carbon in Grasslands*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2023.
- [62] 王德利, 杨利民. *草地生态与管理利用*. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [63] 张英俊, 杨高文, 刘楠, 等. 草原碳汇管理对策. *草业学报*, 2013, 22(2): 290—299.
- [64] 潘庆民, 孙佳美, 杨元合, 等. 我国草原恢复与保护的问题与对策. *中国科学院院刊*, 2021, 36(6): 666—674.
- [65] Coban O, De Deyn GB, van der Ploeg M. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, 2022, 375(6584): abe0725.
- [66] 方精云, 潘庆民, 高树琴, 等. “以小保大”原理: 用小面积人工草地建设换取大面积天然草地的保护与修复. *草业科学*, 2016, 33(10): 1913—1916.
- [67] 朱新广, 王佳伟, 韩斌. 植物碳汇系统与中国碳中和之路. *科学通报*, 2023, 68(1): 12—17.
- [68] Jansson C, Faiola C, Wingler A, et al. Crops for carbon farming. *Frontiers in Plant Science*, 2021, 12: 636709.
- [69] 《中国 2050 年光伏发展展望》编委会. *中国 2050 年光伏发展展望*. 北京: 中国国家发展和改革委员会能源研究所、隆基绿能科技股份有限公司和陕西煤业化工集团, 2019.
- [70] Melillo JM, Frey SD, DeAngelis KM, et al. Long-term pattern and magnitude of soil carbon feedback to the climate system in a warming world. *Science*, 2017, 358(6359): 101—105.
- [71] Zheng MH, Zhang T, Luo YQ, et al. Temporal patterns of soil carbon emission in tropical forests under long-term nitrogen deposition. *Nature Geoscience*, 2022, 15(12): 1002—1010.
- [72] 陈世苹, 胡中民. 中国典型生态脆弱区碳水通量过程研究. *植物生态学报*, 2022, 46(12): 1433—1436.
- [73] Borer ET, Harpole WS, Adler PB, et al. Finding generality in ecology: a model for globally distributed experiments. *Methods in Ecology and Evolution*, 2014, 5(1): 65—73.
- [74] Bai YX, Peng YF, Zhou W, et al. SWAMP: a new experiment for simulating permafrost warming and active layer deepening on the Tibetan Plateau. *Methods in Ecology and Evolution*, 2023, 14(7): 1732—1746.
- [75] Wang TH, Yang DW, Yang YT, et al. Permafrost thawing puts the frozen carbon at risk over the Tibetan Plateau. *Science Advances*, 2020, 6(19): eaaz3513.
- [76] Yang GB, Zheng ZH, Abbott BW, et al. Characteristics of methane emissions from alpine thermokarst lakes on the Tibetan Plateau. *Nature Communications*, 2023, 14: 3121.
- [77] Walker TW, Alexander JM, Allard PM, et al. Functional Traits 2.0: the power of the metabolome for ecology. *Journal of Ecology*, 2022, 110(1): 4—20.
- [78] Tao F, Huang YY, Hungate BA, et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*, 2023, 618(7967): 981—985.
- [79] 渠晨晨, 任稳燕, 李秀秀, 等. 重新认识土壤有机质. *科学通报*, 2022, 67(10): 913—923.
- [80] Wang SP, Brose U, Gravel D. Intraguild predation enhances biodiversity and functioning in complex food webs. *Ecology*, 2019, 100(3): e02616.
- [81] Ali I, Cawkwell F, Dwyer E, et al. Satellite remote sensing of grasslands: from observation to management. *Journal of Plant Ecology*, 2016, 9(6): 649—671.

- [82] Pongratz J, Dolman H, Don A, et al. Models meet data: challenges and opportunities in implementing land management in Earth system models. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1470–1487.
- [83] Zhang LW, Xia XH, Liu SD, et al. Significant methane ebullition from alpine permafrost rivers on the East Qinghai-Tibet Plateau. *Nature Geoscience*, 2020, 13(5): 349–354.
- [84] 汪涛, 朴世龙. 青藏高原陆地生态系统碳汇估算: 进展、挑战与展望. *第四纪研究*, 2023, 43(2): 313–323.
- [85] Chang JF, Peng SS, Ciais P, et al. Revisiting enteric methane emissions from domestic ruminants and their  $\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4}$  source signature. *Nature Communications*, 2019, 10: 3420.

## Grassland Carbon Sink in China and its Promotion Strategies

Yunfeng Peng<sup>1</sup>    Jinfeng Chang<sup>2</sup>    Xia Zhao<sup>1</sup>    Yue Shi<sup>1</sup>    Yuxuan Bai<sup>1</sup>  
 Qinlu Li<sup>1</sup>    Shiting Yao<sup>1,3</sup>    Wenhong Ma<sup>4</sup>    Jingyun Fang<sup>5</sup>    Yuanhe Yang<sup>1,6\*</sup>

1. *Institutes of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093*
2. *College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou, 310058*
3. *College of Agriculture and Animal Husbandry, Qinghai University, Xining 810016*
4. *School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021*
5. *Institute of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871*
6. *College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049*

**Abstract** Grasslands store a large amount of carbon (C) and play a critical role in terrestrial C sequestration. A better assessment of grassland C sink and development of C-sink promotion strategies have important implications for achieving China's C neutrality target. This review summarizes major progresses in estimates of the capacity, spatial patterns and future trends of grassland C sink in China, and proposes strategies to enhance the ecosystem C sink. We demonstrated a wide diversity of C sink estimates in China's grasslands, ranging from  $-3.4$  to  $17.6 \text{ Tg C year}^{-1}$  ( $1 \text{ Tg}=10^{12} \text{ g}$ ) with the median of  $13.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ . Under future global change scenarios, model extrapolation predicted that the ecosystem C sequestration by grasslands would increase from  $12.8 \text{ Tg C year}^{-1}$  ( $-3.6 \sim 18.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ ) (1970s—2010s) to  $29.0 \text{ Tg C year}^{-1}$  ( $10.3 \sim 50.0 \text{ Tg C year}^{-1}$ ) (2050s). The C sink capacity could be further improved via boosting the C sink of degraded grasslands, including development of effective restoration techniques, implementations of ecological restoration projects, natural reserves and sown pasture, development of crops for C farming in marginal land, as well as establishment of policy incentives. For future studies, we would suggest to facilitate the long-term *in situ* monitoring of C stocks and fluxes, studies of mechanisms underlying C-cycling to global changes and in-depth data-modeling fusion. In addition, it is necessary to pay more attentions to the observational and modelling researches on C dynamics during grassland degradation and restoration, which would benefit for the purposeful development of C sink restoration techniques and contribute to the C neutrality in China.

**Keywords** carbon stock; carbon sink; carbon cycle; global change; grassland degradation and restoration

(责任编辑 刘敏 张强)

\* Corresponding Author, Email: yhyang@ibcas.ac.cn

## 附录 1: 图 1 中涉及的数据和照片来源

年均温和年降雨量数据来自 China Meteorological Forcing Dataset (CMFD; <https://data.tpdc.ac.cn/en/data/8028b944-daaa-4511-8769-965612652c49/>); 大气 CO<sub>2</sub> 浓度数据来自 Coupled Model Intercomparison Project Phase Six (CMIP6; <https://esgf-node.llnl.gov/search/cmip6/>); 大气氮沉降速率数据来自附录一参考文献[1]; 多年冻土活动层厚度数据来自附录一参考文献[2]; 不同退化程度草地比例来自附录一参考文献[3]。草地植被分布来自附录一参考文献[4]。草原灌丛化照片由陈蕾伊研究员提供, 多年冻土融化照片由杨贵彪博士提供, 不同退化程度草地照片由彭云峰博士拍摄。

### 参 考 文 献

- [1] Gao Y, Zhou F, Ciais P, et al. Human activities aggravate nitrogen-deposition pollution to inland water over China. *National Science Review*, 2020, 7(2): 430—440.
- [2] Xu XM, Wu QB. Active layer thickness variation on the Qinghai-Tibetan Plateau: historical and projected trends. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2021, 126(23): e2021JD034841.
- [3] 《欧亚大陆草原生态状况》报告编写组. 全球生态环境遥感监测 2021 年度报告: 欧亚大陆草原生态状况. 北京: 中华人民共和国科学技术部国家遥感中心和中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 2021.
- [4] 中国植被图编辑委员会. 中华人民共和国植被图(1): 1000000. 北京: 中国科学院植物科学数据中心, 2001.

## 附录 2: 图 2 和图 3 涉及的文章

- [1] Chen LT, Jing X, Flynn DFB, et al. Changes of carbon stocks in alpine grassland soils from 2002 to 2011 on the Tibetan Plateau and their climatic causes. *Geoderma*, 2017, 288: 166—174.
- [2] Ding JZ, Chen LY, Ji CJ, et al. Decadal soil carbon accumulation across Tibetan permafrost regions. *Nature Geoscience*, 2017, 10(6): 420—424.
- [3] Ding JZ, Li F, Yang GB, et al. The permafrost carbon inventory on the Tibetan Plateau: a new evaluation using deep sediment cores. *Global Change Biology*, 2016, 22(8): 2688—2701.

- [4] Ding JZ, Wang T, Piao SL, et al. The paleoclimatic footprint in the soil carbon stock of the Tibetan permafrost region. *Nature Communications*, 2019, 10: 4195.
- [5] Fang JY, Guo ZD, Piao SL, et al. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981-2000. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2007, 50(9): 1341—1350.
- [6] 方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 中国陆地生态系统的碳库// 王庚辰, 温玉璞. 温室气体浓度和排放监测及相关过程. 北京: 中国环境科学出版社, 1996, 109—128.
- [7] Fang JY, Yu GR, Liu LL, et al. Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4015—4020.
- [8] Jin ZN, Zhuang QL, He JS, et al. Net exchanges of methane and carbon dioxide on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1979 to 2100. *Environmental Research Letters*, 2015, 10(8): 085007.
- [9] Kou D, Ma WH, Ding JZ, et al. Dryland soils in Northern China sequester carbon during the early 2000s warming hiatus period. *Functional Ecology*, 2018, 32(6): 1620—1630.
- [10] Li KR, Wang SQ, Cao MK. Vegetation and soil carbon storage in China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2004, 47(1): 49—57.
- [11] Liu SS, Yang YH, Shen HH, et al. No significant changes in topsoil carbon in the grasslands of Northern China between the 1980s and 2000s. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 1478—1487.
- [12] Ma WH, Fang JY, Yang YH, et al. Biomass carbon stocks and their changes in Northern China's grasslands during 1982—2006. *Science China Life Sciences*, 2010, 53(7): 841—850.
- [13] Ni J. Carbon storage in grasslands of China. *Journal of Arid Environments*, 2002, 50(2): 205—218.
- [14] Ni J. Carbon storage in terrestrial ecosystems of China: estimates at different spatial resolutions and their responses to climate change. *Climatic Change*, 2001, 49(3): 339—358.
- [15] 朴世龙, 方精云, 贺金生, 等. 中国草地植被生物量及其空间分布格局. *植物生态学报*, 2004, 28(4): 491—498.
- [16] Piao SL, Fang JY, Zhou LM, et al. Changes in biomass carbon stocks in China's grasslands between 1982 and 1999. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(2): GB2002.

- [17] Piao SL, Fang JY, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458(7241): 1009—1013.
- [18] Song XD, Yang F, Wu HY, et al. Significant loss of soil inorganic carbon at the continental scale. *National Science Review*, 2022, 9(2): nwab120.
- [19] Tan WF, Zhang R, Cao H, et al. Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China. *CATENA*, 2014, 121: 22—30.
- [20] Tan K, Ciais P, Piao SL, et al. Application of the ORCHIDEE global vegetation model to evaluate biomass and soil carbon stocks of Qinghai-Tibetan grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(1): GB1013.
- [21] Tang XL, Zhao X, Bai YF, et al. 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.
- [22] Wang S, Xu L, Zhuang QL, et al. Investigating the spatio-temporal variability of soil organic carbon stocks in different ecosystems of China. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143644.
- [23] Wang T, Wang XY, Liu D, et al. The current and future of terrestrial carbon balance over the Tibetan Plateau. *Science China Earth Sciences*, 2023a, 53(17): 1506—1516.
- [24] Wang TH, Yang DW, Yang YT, et al. Permafrost thawing puts the frozen carbon at risk over the Tibetan Plateau. *Science Advances*, 2020, 6(19): eaaz3513.
- [25] Wang YY, Xiao JF, Ma YM, et al. Persistent and enhanced carbon sequestration capacity of alpine grasslands on Earth's Third Pole. *Science Advances*, 2023b, 9(20): eade6875.
- [26] Wei D, Qi YH, Ma YM, et al. Plant uptake of CO<sub>2</sub> outpaces losses from permafrost and plant respiration on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(33): e2015283118.
- [27] Xie ZB, Zhu JG, Liu G, et al. Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 2007, 13(9): 1989—2007.
- [28] Xin XP, Jin DY, Ge Y, et al. Climate change dominated long-term soil carbon losses of inner Mongolian grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2020, 34(10): e2020GB006559.
- [29] 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*, 2018, 73(11): 2150—2167.
- [30] 颜安. 新疆土壤有机碳/无机碳空间分布特征及储量估算. 北京: 中国农业大学, 2015.
- [31] Yang YH, Fang JY, Ma WH, et al. Soil carbon stock and its changes in Northern China's grasslands from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 2010, 16(11): 3036—3047.
- [32] Yang YH, Fang JY, Tang YH, et al. Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 2008, 14(7): 1592—1599.
- [33] Yang YH, Fang JY, Ji CJ, et al. Soil inorganic carbon stock in the Tibetan alpine grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(4): GB4022.
- [34] 张蓓蓓, 刘芳, 丁金枝, 等. 青藏高原高寒草地 3 米深度土壤无机碳库及分布特征. *植物生态学报*, 2016b, 40(2): 93—101.
- [35] Zhang L, Guo HD, Jia GS, et al. Net ecosystem productivity of temperate grasslands in Northern China: an upscaling study. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 184: 71—81.
- [36] Zhang L, Zhou GS, Ji YH, et al. Spatiotemporal dynamic simulation of grassland carbon storage in China. *Science China Earth Sciences*, 2016a, 59(10): 1946—1958.
- [37] Zhao L, Wu XD, Wang ZW, et al. Soil organic carbon and total nitrogen pools in permafrost zones of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 2018, 8: 3656.
- [38] Zhuang Q, He J, Lu Y, et al. Carbon dynamics of terrestrial ecosystems on the Tibetan plateau during the 20th century: An analysis with a process-based biogeochemical model. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19: 649—662.

### 附录 3: 表 1 和表 2 涉及的文献

- [1] Piao SL, Fang JY, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458(7241): 1009—1013.
- [2] Tang XL, Zhao X, Bai YF, et al. 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.
- [3] 白永飞, 陈世苹. 中国草地生态系统固碳现状、速率和潜力研究. *植物生态学报*, 2018, 42(3): 261—264.
- [4] 杨元合, 石岳, 孙文娟, 等. 中国及全球陆地生态系统碳源汇特征及其对碳中和的贡献. *中国科学: 生命科学*, 2022, 52(4): 534—574.

- [5] 全国土壤普查办公室. 中国土种志(第一卷至第六卷. 北京: 中国农业出版社, 1996.
- [6] Fang JY, Guo ZD, Piao SL, et al. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981—2000. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2007, 50(9): 1341—1350.
- [7] Piao SL, Fang JY, Zhou LM, et al. Changes in biomass carbon stocks in China's grasslands between 1982 and 1999. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(2): GB2002.
- [8] 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*, 2018, 73(11): 2150—2167.
- [9] Xie ZB, Zhu JG, Liu G, et al. Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 2007, 13(9): 1989—2007.
- [10] Bradford MA, Wieder WR, Bonan GB, et al. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nature Climate Change*, 2016, 6(8): 751—758.
- [11] Crowther TW, Todd-Brown KEO, Rowe CW, et al. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 2016, 540(7631): 104—108.
- [12] Fang JY, Yu GR, Liu LL, et al. Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4015—4020.
- [13] Wang S, Xu L, Zhuang QL, et al. Investigating the spatio-temporal variability of soil organic carbon stocks in different ecosystems of China. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143644.
- [14] Wei D, Qi YH, Ma YM, et al. Plant uptake of CO<sub>2</sub> outpaces losses from permafrost and plant respiration on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118: e2015283118.
- [14] Wei D, Qi YH, Ma YM, et al. Plant uptake of CO<sub>2</sub> outpaces losses from permafrost and plant respiration on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(33): e2015283118.
- [15] 陈世苹, 胡中民. 中国典型生态脆弱区碳水通量过程研究. *植物生态学报*, 2022, 46(12): 1433—1436.
- [16] Pongratz J, Dolman H, Don A, et al. Models meet data: challenges and opportunities in implementing land management in Earth system models. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1470—1487.