

DOI: 10.20103/j.stxb.202303090445

刘文利, 姜亮亮, 刘冰, 刘睿, 肖作林, 张议文. 中国植被碳源/汇时空演变特征及其驱动因素. 生态学报, 2024, 44(4): 1456-1467.

Liu W L, Jiang L L, Liu B, Liu R, Xiao Z L, Zhang Y W. Spatio-temporal evolution characteristics and driving factors analysis of vegetation carbon sources/sinks in China. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(4): 1456-1467.

中国植被碳源/汇时空演变特征及其驱动因素

刘文利^{1,3}, 姜亮亮^{1,3,*}, 刘冰², 刘睿^{1,3}, 肖作林^{1,3}, 张议文^{1,3}

1 重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331

2 重庆师范大学化学学院, 重庆 401331

3 地理信息系统应用研究重庆市高校重点实验室, 重庆 401331

摘要: 植被生态系统对植被碳汇至关重要, 是实现中国“碳中和”目标的重要路径之一。选择 1981—2019 年全球逐日 NEP 模拟数据产品, 对 1981—2019 年中国植被碳源/汇时空演变进行分析, 确定气候变化和人类活动对植被碳源/汇的影响区域, 并量化生态修复治理工程对植被碳汇的成效。(1) 通过使用 BFAST 模型监测 NEP 年际突变范围, 确定 2001 年为时间断点, 对比分析 1981—2001 年与 2001—2019 年 NEP 时空变化特征及驱动因素。(2) 1981—2001 年段植被碳汇大范围呈现递减趋势。2001—2019 年, 中国整体植被碳汇增加, 尤其是北部地区 NEP 增长趋势显著。(3) 1981—2001 年中国北部地区植被固碳能力下降, 受降水、辐射影响为主。2001—2019 年, 大部分地区 NEP 变化与降水相关性显著。(4) 1981—2001 年人类活动导致植被碳源/汇变化占总面积的 4%, 主要分布于东北地区和西南地区。2001—2019 年中国植被碳源/汇变化由人类活动影响占比提高至 26.23%, 其中植被固碳能力提升占比 25.22%。气候变化负向影响植被固碳能力较于 1981—2001 年减少约 30%。说明人类活动在一定程度减少气候变化对植被的负面影响。(5) 2019 年相较于 2001 年净碳储量价值明显增长, 大多地区生态修复与治理投资经济效率呈正比。此外, 中国北部地区植被碳汇得到有效改善。因此, 为了应对气候变化和保护生态环境, 积极推进生态修复和治理投资, 以实现经济、社会和环境的可持续发展。

关键词: 植被碳源/汇; 人类活动; 气候变化; 生态工程; BFAST 算法

Spatio-temporal evolution characteristics and driving factors analysis of vegetation carbon sources/sinks in China

LIU Wenli^{1,3}, JIANG Liangliang^{1,3,*}, LIU Bing², LIU Rui^{1,3}, XIAO Zuolin^{1,3}, ZHANG Yiwen^{1,3}

1 School of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

2 College of Chemistry, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

3 Chongqing Key Laboratory of Geographic Information System Application, Chongqing 401331, China

Abstract: Vegetation ecosystems are crucial for vegetation carbon sinks and represent an important path towards achieving China's carbon neutrality goal. In this study, global daily NEP (Net Ecosystem Productivity, NEP) simulation data products from 1981 to 2019 were selected to analyze the spatial and temporal evolution of vegetation carbon sources/sinks in China. The impacts of climate change and human activities on vegetation carbon sources/sinks were determined, and the effectiveness of ecological restoration and control projects on vegetation carbon sinks was quantified. The BFAST model was used to monitor the annual range of NEP inter-annual changes and to identify 2001 as the time breakpoint. The temporal and spatial characteristics and driving factors of NEP changes between 1981 and 2001 and between 2001 and 2019 were

基金项目: 国家自然科学基金 (42201124); 重庆市博士“直通车”项目 (CSTB2022BSXM-JCX0145); 重庆市自然科学基金 (cstc2021jcyj-msxmX0523); 重庆市留学人员回国创业创新支持计划项目 (2204012976986965)

收稿日期: 2023-03-09; **网络出版日期:** 2023-11-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jiang@cqnu.edu.cn

本研究尚未收集到中国港澳台地区统计数据。

analyzed and compared. From 1981 to 2001, vegetation carbon sinks showed a widespread decreasing trend, with an NEP average of $17.59\text{gC}/\text{m}^2$. However, from 2001 to 2019, the growth trend of vegetation carbon sinks in northern China changed significantly, with a NEP average of $35.64\text{gC}/\text{m}^2$. The changes in vegetation carbon sources/sinks in northern China between 1981 and 2001 were mainly due to the influence of climatic factors, which led to a weakening of vegetation carbon fixation capacity. The North China and Northwest regions were mainly affected by precipitation, while the Northeast region was mainly affected by radiation changes. From 2001 to 2019, most of the changes in the NEP were influenced by precipitation and radiation. However, in the Sichuan and Chongqing regions, the impact of temperature and radiation on vegetation carbon fixation capacity was more significant. Human activities caused a change of 4% in vegetation carbon sources/sinks between 1981 and 2001, mainly distributed in the Northeast and Southwest regions. From 2001 to 2019, the proportion of vegetation carbon sources/sinks affected by human activities increased to 26.23%, of which the proportion of enhanced vegetation carbon fixation capacity accounted for 25.22%. The negative impact of climate change on vegetation carbon fixation capacity decreased by about 30% compared to that from 1981 to 2001, indicating that human activities reduced the negative impact of climate change on vegetation ecosystems to a certain extent. The net carbon storage value in 2019 showed significant growth compared to that in 2001, and the economic efficiency of ecological restoration and control investment was positively correlated with most ecological regions. In addition, vegetation carbon sinks in northern China were effectively improved. Therefore, in order to address climate change and protect the ecological environment, it is necessary to actively promote ecological restoration and control investment to achieve sustainable development of the economy, society, and environment.

Key Words: carbon source/sink; human activity; climate change; ecological engineering; BFAST algorithm

气候变化是全人类共同面临的难题。随着 CO_2 浓度持续升高,导致全球气温变暖的趋势日益显著,这对陆地生态系统造成严重的影响^[1]。陆地生态系统在全球碳循环中扮演重要角色。因此,地球陆地生态系统碳循环与温室效应问题一直是国际变化研究核心计划的焦点科学内容^[2-3]。陆地生态系统碳循环通过绿色植物从大气中吸收 CO_2 , 经光合作用释放出人类赖以生存的氧气。净生态系统生产力 (Net Ecosystem Productivity, NEP) 是净初级生产力与异氧呼吸 (Rh) 的差值,反映生态系统的物质循环以及能量流动,可以直接表征碳汇的重要指标^[4-6]。近年来,在习近平新时代中国特色社会主义思想特别是习近平生态文明思想指导下,中国政府将应对气候变化摆在国家治理更加突出位置。因此,开展国家尺度陆地生态系统碳源/汇时空演变以及研究生态工程对碳源/汇的影响,是国家建设生态文明、保障生态安全的迫切需求^[7]。

中国陆地生态系统在全球陆地碳汇中发挥着重要作用^[8]。根据全国森林资源清查,中国植被具有较大的可持续固碳能力^[9]。然而,不同地区植被对气候变化和人类活动响应程度不同,导致中国不同区域生态系统固碳具有明显差异。目前,多数学者研究植被生态系统碳循环,从全球、大洲、国家以及区域尺度开展了不同研究^[1,10-11],得出森林植被碳汇潜力较大以及植被生态系统碳循环增汇贡献结论。还有学者从气候变化^[12-13]和土地利用^[14-15]等因素分析碳源/汇影响机制。研究表明,降水、辐射和温度是直接影响植被光合作用,从而影响植被固碳能力。土地利用类型变化也是直接影响植被碳源/汇变化的原因之一。然而当前研究仍缺乏从长时间序列上对比分析 NEP 突变年份前后时空变化特征,以及国家生态修复治理项目投资经济效率的研究。因此,本文以中国大区域突变时间节点为依据,识别气候变化和人类活动植被碳源/汇影响区是非常有必要的,在此基础定量评估人类活动中生态修复治理工程对植被碳汇成效的影响,为中国生态修复固碳增汇助力碳中和提供决策参考。

本文利用 1981—2019 年全球逐日 NEP 模拟数据产品,分析了中国植被碳源/汇的时空演变,以及区分气候要素和人类活动对植被碳源/汇的影响,并量化评估生态修复治理投资绩效。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

中国地理环境复杂多样,地势西高东低,主要有高原、山地、平原、丘陵、盆地等五种基本地形。根据行政区域的特征将中国分为七大地理分区(图 1)。其中,西北地区、华北地区以及东北地区为中国北部地区,西南地区和华南地区为中国南部地区。七大地理分区在气候、生态系统、植被类型、地形地貌、经济发展等方面都有明显的区别和特征。因此,在中国植被碳源/汇时空演变的研究中需要考虑空间异质性,比较和评估不同地区的生态修复治理投资绩效。为政策制定者提供科学的依据,从而加强对生态系统的保护和管理,实现生态文明建设和双碳目标。

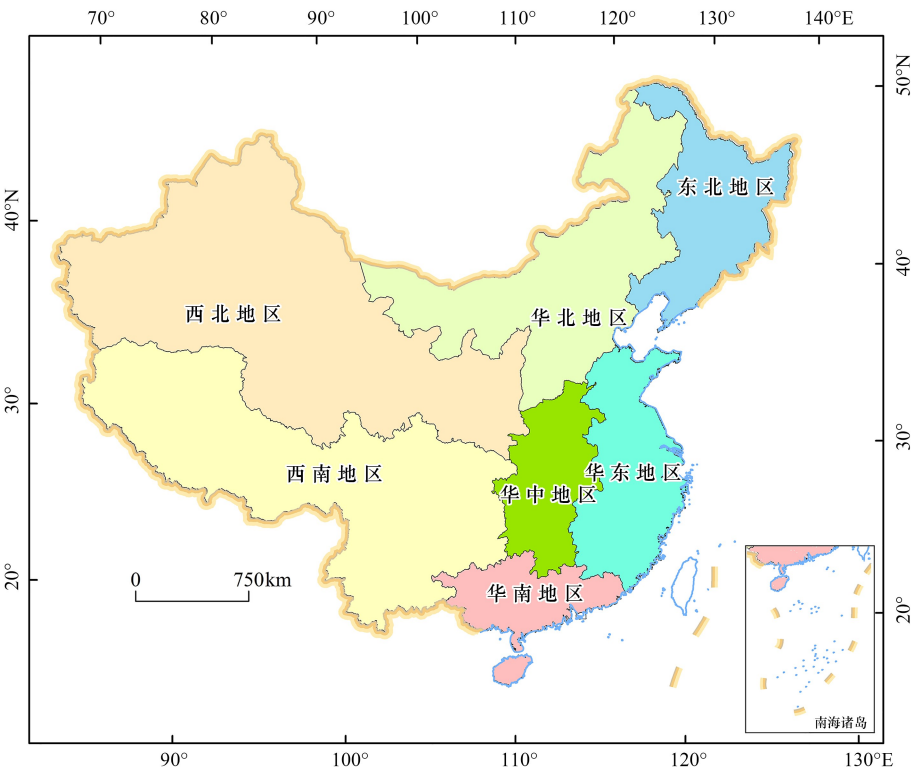


图 1 中国地理分区图
Fig.1 Geographical regionalization map of China

1.2 数据

1.2.1 NEP 数据

本文的数据来源是国家生态科学数据中心 1981—2019 年全球逐日 NEP 模拟数据产品。该数据集选取了植被参数(叶面积指数、聚集度指数、地表覆盖)遥感数据、CRUJRA 的气象数据、大气 CO₂ 浓度、凋落物和土壤碳库、饱和含水量、田间持水量、凋萎系统、土壤水分饱和和传导率等,并采用机理性生态模型 BEPS 进行模拟,生成了全球 1981—2019 年逐日 NEP 数据产品,空间分辨率为 0.072727°。本文选取 1981—2019 年中国区域 NEP 数据,研究陆地生态系统碳源/汇的时空变化及其成因。同时,定量探究生态修复治理工程对陆地植被碳源/汇的影响程度。

1.2.2 ERA5-Land

ERA5-Land 是通过欧洲中期天气预报中心(ECMWF)运营 ERA5 气候再分析的陆地部分生成的^[16],与 ERA5 相比分辨率得到了提高。本文所用到 ERA5-land 数据集是进行处理后的数据,空间分辨率 0.1°(9km),

时间分辨率为 1h。通常采用降水、气温以及辐射研究气候变化对植被的影响^[17-18]。因此,本文从 ERA5-land 数据集中选取了 1981—2019 年气温、辐射、降水遥感数据,区分气候和人类活动对陆地生态系统碳源/汇的影响。

1.2.3 统计年鉴

根据《中国统计年鉴》、《林业与草原统计年鉴》和《中国贸易外经统计年鉴》中的数据,收集了 2001—2019 年期间中国生态修复治理投资和中美元汇率。其中生态修复治理投资包括造林与森林抚育、草原保护修复、湿地保护与修复以及治沙防沙等方面。

1.3 研究方法

1.3.1 BFAST 算法

Verbesselt 提出了一种用于时间序列的通用变化监测方法^[19]。累积性季节和趋势突变算法 (Breaks for Additive Season and Trend, BFAST), 可用于监测时间序列内季节性或者趋势变化的方法^[20]。在监测 NEP 突变方面, BFAST 模型可用于检测 NEP 时间序列中的非周期性趋势突变, 例如气候变化、土地利用变化等因素引起的 NEP 突变。BFAST 算法探究 1981—2019 年 NEP 时间序列突变年份。计算如下:

$$Y_t = T_t + S_t + e_t \quad (t = 1, \dots, n) \quad (1)$$

式中, S_t 为季节成分, T_t 变化趋势。 Y_t 表示第 t 时间的观测数据, e_t 表示残分量。

假设 T_t 具有 m 个断点, $t_1, \dots, t_n$ 的分段线性关系, 并 $t_0 = 0, T_t$ 计算公式如下:

$$T_t = \alpha_i + \beta_i \quad (t_{i-1}^* < t \leq t_i^*) \quad (2)$$

式中, $i = 1, \dots, m$ 。 α_i 和 β_i 分别定义截距和斜率。通过计算 T_t 在 $t_{i-1}^* - 1$ 时与 t_i^* 之间的差值, 可以得到其大小:

$$\text{Magnitude} = (\alpha_{i-1} - \alpha_i) + (\beta_{i-1} - \beta_i)t \quad (3)$$

式中, S_t 是基于季节成分的分段线性季节模型变量。设季节性断点为 $t_i^{\#}, \dots, t_p^{\#}$ ($t_0^{\#} = 0$)。则 S_t 可计算如下:

$$S_t = \sum_{k=1}^k \left[\gamma_{j,k} \sin \frac{(2\pi kt)}{f} + \theta_{j,k} \cos \frac{(2\pi kt)}{f} \right] \quad (t_{j-1}^{\#} < t \leq t_j^{\#}) \quad (4)$$

式中, k 和 f 分别表示数列项和频率。 $\gamma_{j,k}$ 和 $\theta_{j,k}$ 是多元线性调和回归模型中的系数。

1.3.2 线性回归分析法

基于线性回归分析法, 逐像元时间序列计算趋势线的变化斜率, 分析 1981—2001 和 2001—2019 年 NEP 变化的时空变化趋势^[21]。趋势线斜率的计算如下:

$$S = \frac{n \sum_{i=1}^n i \times X_i - \sum_{i=1}^n i \times \sum_{i=1}^n X_i}{n \sum_{i=1}^n i^2 - (\sum_{i=1}^n i)^2} \quad (5)$$

式中, X_i 表示第 i 年的平均值, n 为时间序列。当 S 值大于零时, NEP 呈现上升趋势; 当 S 值小于零时, 则表示 NEP 呈下降趋势; 当 S 值等于零时, 表示该地区处于稳定区。

运用相关系数法计算气候因子与 NEP 的相关性, 相关系数在 95% 的水平上, 说明 NEP 与气候因子关系显著, 计算公式如下:

$$r = \frac{n \sum_{i=1}^n X_i \times Y_i - \sum_{i=1}^n X_i \times \sum_{i=1}^n Y_i}{\sqrt{n \sum_{i=1}^n X_i^2 - (\sum_{i=1}^n X_i)^2} \times \sqrt{n \sum_{i=1}^n Y_i^2 - (\sum_{i=1}^n Y_i)^2}} \quad (6)$$

式中, X_i, Y_i 分别表示第 i 年的自变量与因变量, n 为研究时序。

1.3.3 生态修复治理投资经济效益

根据 Zhang^[22] 等人的研究得出最优森林碳汇价格为 10.11—15.17 美元/t。由于, 1981—2019 年长时段中美元兑换人民币的官方平均汇率有所差异^[23]。因此, 碳汇价格根据《中国贸易外经统计年鉴》中美元兑换汇率计算植被净碳储量价格^[24]。生态修复治理投资数据源于《林业与草原统计年鉴》, 将其与植被净碳储量价格共同计算年际生态修复治理经济效益:

$$E = V/C \quad (7)$$

式中, E 为投资经济效益, V 是净碳储量价值, C 年际投资总额。

1.3.4 残差分析法

Evans 和 Geerken 提出的残差分析^[25], 可以探讨人类活动和气候对中国植被碳源/汇变化的影响。利用 NEP 与降水、气温、辐射遥感数据进行回归模型计算各像元残差:

$$\text{PredictedNEP} = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Pre} + \beta_2 \times \text{Tem} + \beta_3 \times \text{Solar} + \varepsilon \quad (8)$$

$$\text{NEPresiduals} = \text{NEP} - \text{predictedNEP} \quad (9)$$

式中, predicted NEP 和 NEP residuals 分别表示 NEP 预测值和残差, Pre 表示降水, Tem 为气温, Solar 为辐射。 β_i 是模型中的偏回归系数, ε 为随机误差项。根据残差的变化显著性区分气候变化和人类活动的影响, 当 NEP 残差变化不显著, 则表明中国植被碳源/汇变化受气候因子影响较显著。NEP 残差变化显著则表明中国植被碳源/汇变化主要受人类活动影响。

2 结果与分析

2.1 NEP 突变年份监测

BFAST 模型应用于监测 NEP 的时空分布特征以及突变发生时间(图 2)。研究结果, 中国 NEP 突变时间主要集中在 1997—2010 年, 其中 2001 年际突变占比最高, 占研究区的 14.27%。2001 年 NEP 突变主要位于西北和华北地区。2011—2018 年 NEP 突变面积逐渐减少, 呈现稳定变化趋势。根据 NEP 突变年际范围, 将时间序列划分为 1981—2001 年和 2001—2019 年两个时间段。华南地区和华东地区 NEP 突变时间主要集中在 2001—2019 年时段, 西南地区 NEP 突变时间主要集中在 1981—2001 年时段。结果表明, NEP 突变发生的频率和面积呈现出显著的时间和空间变化特征。

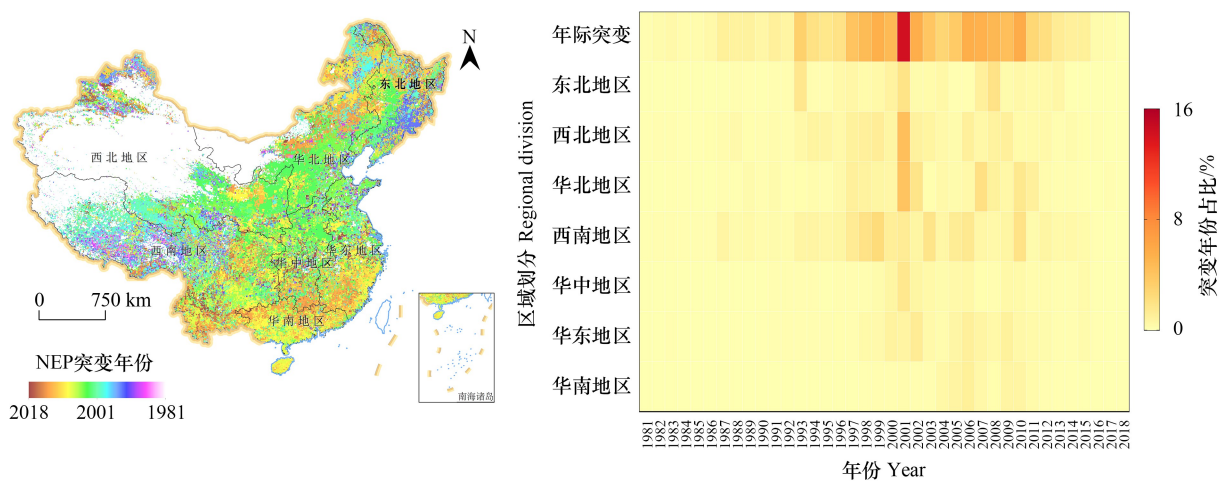


图 2 NEP 突变年份时空分布

Fig.2 Spatiotemporal distribution of NEP mutation years

NEP: 净生态系统生产力

2.2 NEP 年际动态变化特征

中国整体呈现出碳汇 ($\text{NEP} > 0$) 的区域面积超过了研究区的 90%, 而且 NEP 平均值明显上升(如图 3)。1981—2001 年 NEP 均值 17.59 gC/m^2 , 最大值为 101.08 gC/m^2 。2001—2019 年 NEP 均值 35.64 gC/m^2 , 最大值为 147.31 gC/m^2 。1981—2001 年碳汇区主要集中在中国南部地区以及华中地区, 而中国北部地区植被碳汇能力较弱。其中, 东北和华北地区为主要碳源区 ($\text{NEP} < 0$), 特别是东北地区大面积表现为碳源属性。在 2001—2019 年, 整体植被发挥碳汇功能, 相较于 1981—2001 年, 植被固碳能力有所提高。但位于省会城市区域, NEP

多年均值相比于 1981—2001 年有着明显下降,且在 1981—2019 年期间变化随着省会城市的发展重心逐渐扩散。因此,1981—2019 年植被碳汇能力明显增强。

在 1981—2001 年期间,中国净生态系统生产力总体呈现下降趋势(图 3)。然而,中国西南地区的固碳能力呈现增加趋势,净生态系统生产力呈正增长,这表明该地区的生态环境呈现好转的趋势,变化率最高达 11.45/a。与之相反,位于华南地区呈现固碳能力年变化率降低,最低达到 -8.92/a。从 NEP 变化趋势整体来看,南北净生态系统生产力差异较大。因此,中国植被碳源/汇总体变化呈现明显的空间分异性。

2001—2019 年期间,中国的净生态系统生产力呈现总体增加的趋势(图 3)。空间上,不同地区的变化趋势有所不同,华中和华东地区的固碳能力出现下降趋势,而华南和北部地区的固碳能力呈现上升趋势,其中最高增长率达到 14.22/a。华中和华东地区的固碳能力下降导致净生态系统生产力呈负增长,年际变化也持续走低,呈现碳源属性($NEP < 0$),其中最低的变化率达到了 -5.11/a。总体而言,从 2001—2019 年的年际变化来看,中国的净生态系统生产力变化趋势呈现改善的趋势。

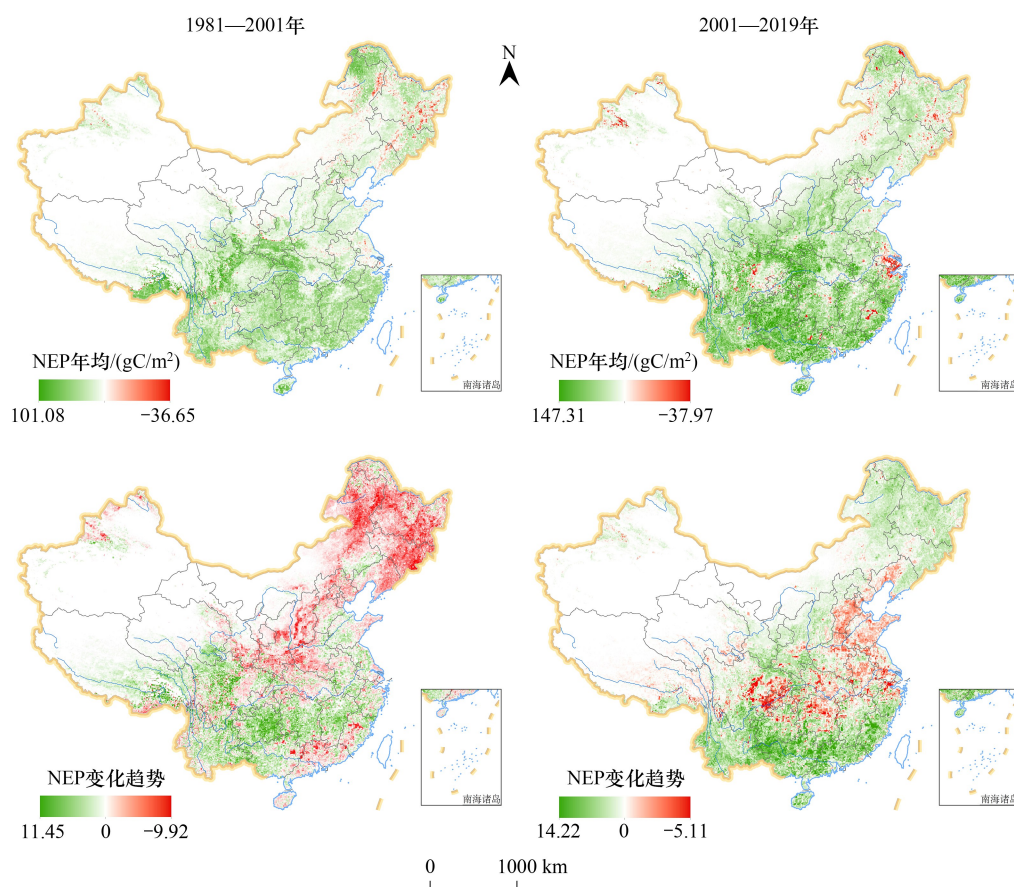


图 3 NEP 年际变化趋势以及多年平均值

Fig.3 Interannual variation trend of NEP and annual mean value

2.3 植被碳源/汇影响因子分析

2.3.1 植被碳源/汇与气候相关性分析

根据图 4 可知,1981—2019 年期间 NEP 与降水呈现正相关关系。具体而言,1981—2001 年北部地区与 NEP 变化呈显著正相关性,相关系数高达 0.904。相反,四川和黑龙江大部分区域的降雨与 NEP 变化显著负相关,相关系数为 -0.809。这些区域的净生态系统生产力受到了较大的影响,降水增加可能会对其产生阻碍作用。2001—2019 年期间,研究区大范围表现为与降水显著正相关,仅华中地区以及西南地区以东主要表现为负相关性。因此,总体来看,降水增多对中国净生态系统生产力呈正向影响,仅局部地区与降水呈现负相关

性。如降水减少将会增强四川、重庆、湖北等大部分地区的净生态系统生产力。

NEP 与气温变化相关性在空间上具有明显的空间异质性特征。1981—2001 年,大部分地区的净生态系统生产力与气温呈负相关。如图 4 所示,华南、华北地区与气温表现为显著负相关,这表明气温的升高对净生态系统生产力具有不利影响。2001—2019 年 NEP 与气温变化相关性主要以负相关为主,但相较于 1981—2001 年的 NEP 与气温关系呈现正相关的地区有所增加,尤其是在青海、陕西一带与 NEP 呈显著正相关。

1981—2001 年段与 2001—2019 年段 NEP 与辐射相关性表现出较强的负相关性,尤其是位于中国北部地区。1981—2001 年段,四川大部分地区的 NEP 变化与辐射呈正相关,华北、东北以及西北地区 NEP 变化与辐射呈显著负相关。2001—2019 年期间,四川、陕西和湖北地区的 NEP 变化与辐射变化呈现正相关性相较于 1981—2001 年减弱,但 2001—2019 年华南地区与辐射负相关性增强。因此,辐射对 NEP 的影响总体来说呈现负相关性,并在整个研究时段内辐射负相关性的范围逐渐扩大。

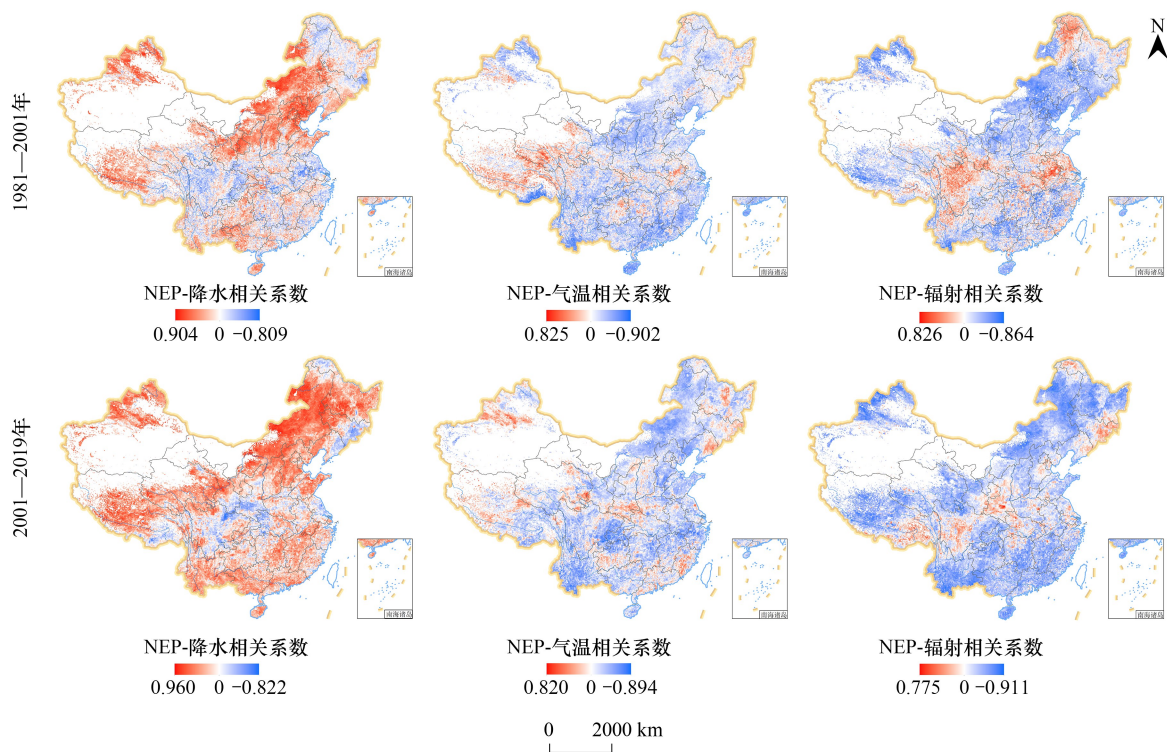


图 4 1981—2019 年 NEP 与气候变化相关性

Fig.4 Correlation between NEP and climate change from 1981 to 2019

2.3.2 植被碳源/汇与人类活动关系分析

中国陆地植被 NEP 受到气候变化和人类活动共同影响。1981—2019 年期间,气候变化对中国 NEP 的影响大于人类活动的影响。1981—2001 年植被固碳受到气候影响占研究区面积的 90% 以上,其中固碳能力下降面积占 55.79%,受气候变化负向影响显著。2001—2019 年气候变化影响植被固碳能力占总面积的 73.77%,人类活动导致生态系统植被碳源/汇变化占总面积的 26.23%。

1981—2001 年气候变化对陆地植被 NEP 影响如图 5 所示。1981—2001 年固碳能力下降主要是气候变化影响的结果,分布在中国华北、东北地区。随着国家保护和重建生态背景下,2001—2019 年人类活动影响植被固碳能力增强主要位于东北、华南地区和西南地区,能够一定程度抵御气候变化的影响。因此,我们需要积极应对气候变化,加强统筹协调各项工作,因地制宜恢复和重建生态环境,以应对全球变暖导致的气候变化对人类生存环境带来的影响。

1985—2001 年人类活动促使 NEP 变化(见图 6),土地利用变化类型主要以林地转变为耕地。林地转变

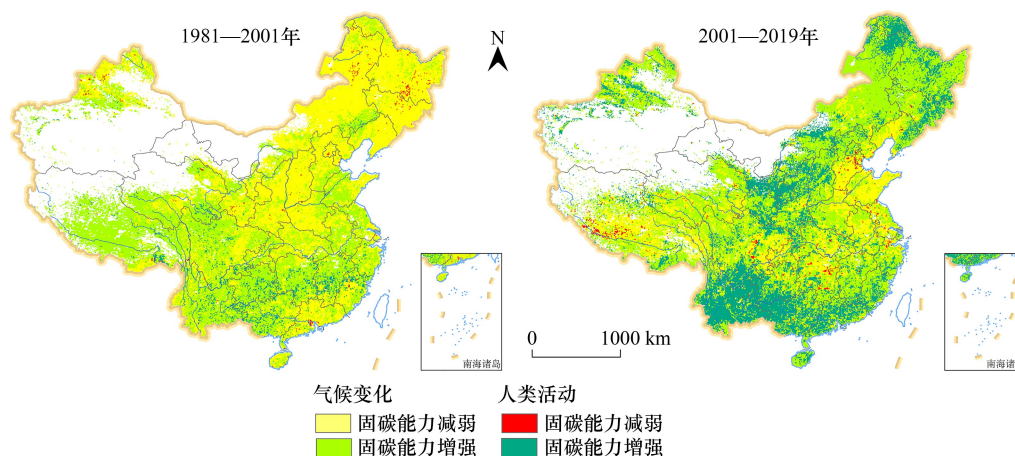


图 5 1981—2019NEP 残差变化

Fig.5 Changes in NEP residuals from 1981 to 2019

为耕地占研究区面积约 7391km²。对于受人类活动影响且植被固碳能力下降的地区而言,东北地区分布较广。最主要原因是大面积林地转变为耕地。然而,在 2001—2019 年土地利用类型变化面积最大的是耕地转变为林地,面积约为 4.44 万 km²。其中,华北地区土地利用变化大多为耕地转变为草地,导致华北地区受人类活动的影响使植被固碳能力增强,可知草地也在碳循环中发挥着举足轻重的作用。中国南部地区受人类活动影响显著,对植被固碳能力具有正面影响,土地利用类型变化主要为耕地转林地土地类型变化。

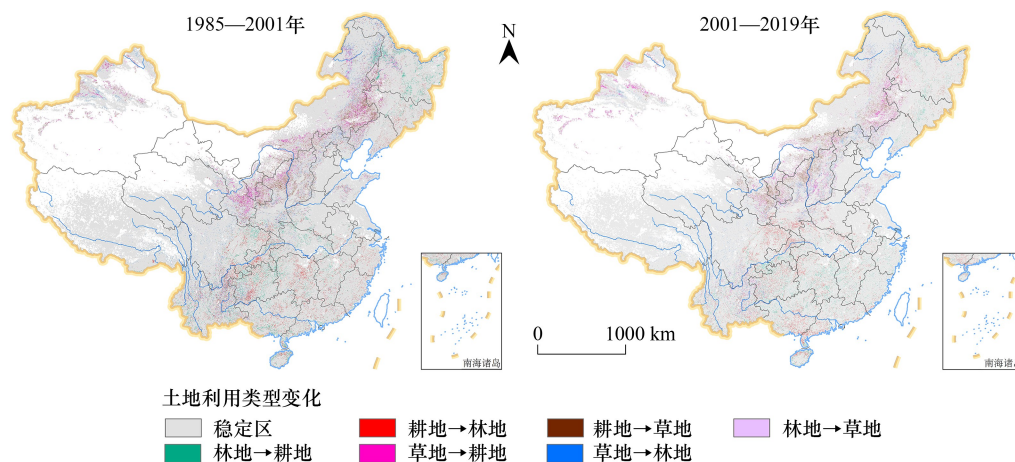


图 6 1985—2019 年土地利用变化

Fig.6 Land use change from 1985 to 2019

2.4 生态修复治理投资经济效率评价

中国生态修复治理项目投资经济效率有所提升,从图 7 中看出,2001 年中国以北地区的生态投资项目经济效率和净碳储量价值为负,而中国以南地区的植被总体呈现碳汇特征,植被固碳能力得到改善,云南和四川碳汇价值高于其他地区,四川省在生态与修复工程中的投资与碳汇价值成正比,经济效率较高。随着经济发展以及技术的革新,2019 年大多数行政区的植被固碳能力得到了改善,但是仍有部分地区生态修复投资与实际取得成效成反比,如山东和上海的生态修护与保护项目投资效率为负。这主要是因为山东和上海总体植被呈碳源属性。而北方植被碳源/汇的变化最大,尤其是黑龙江地区的植被碳汇属性较明显,说明在国家治理下,生态治理修复得到了有效的改善。

综上所述,2001—2019 年中国的生态修复治理工程投资经济效率存在明显的地区差异,南北差异逐渐缩小,陆地植被固碳能力得到改善。但是,大部分地区经济效率较低,需要进一步优化生态治理投资的方向和策略,加强技术创新,提高生态修复治理项目的经济效益和社会效益。此外,需要继续关注生态修复工程的长期效应,采取可持续的管理和运营方式,确保生态修复治理工程的可持续发展。

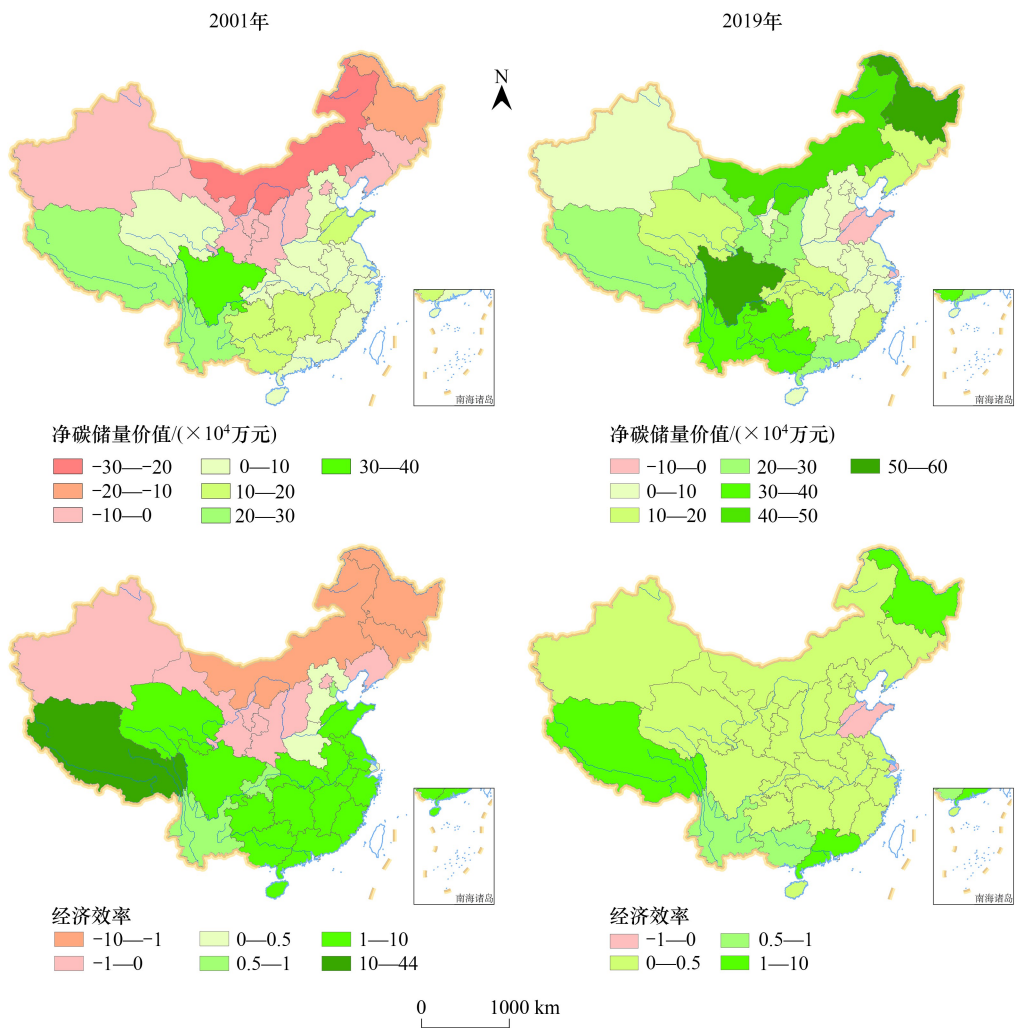


图 7 2001—2019 年生态与修复工程投资绩效
Fig.7 Investment performance of ecological and restoration projects from 2001 to 2019

3 讨论

3.1 气候变化对植被碳源/汇的影响

碳循环是生态系统重要的物质循环^[26—27],对于维护全球气候和生态环境的平衡与稳定性至关重要。中国地域辽阔,不同地区的气候条件差异较大,因此导致了各地植被的种类和分布范围不同。因此,不同气候条件下的植被碳源/汇特征也不同。但总体而言,大多数地区的温度、辐射和降水增加对植被的生长都呈现出正向促进作用^[28—29]。

在近 40 年的时间里,中国的气候因子对植被碳源/汇的变化起到了主要驱动作用。1981—2001 年期间,降水是影响华北和东北地区植被碳源/汇变化的主要因素。由于华北地区降水呈上升趋势,降水的增多能够一定程度缓解植被缺水导致的生长不良。然而,东北地区位于湿润半湿润地区,当降水量较少时,温度和辐射

的升高,导致干旱情况显著,从而使植被固碳能力减弱^[30-31]。中国西南、华南和华中大部分地区,气候变化促进了植被固碳能力增强,但在西南地区零星分布着受气候变化影响植被固碳能力减弱区域。由于西南地区分布着较广的喀斯特地貌,集中的降水往往导致水土流失,从而不利于植被生长及导致植被固碳能力下降。

2001—2019 年气候变化对 NEP 的影响区域明显缩减,主要集中在中部和北部地区,该地区气候因素对植被固碳影响比较明显。大部分地区固碳能力增长,但也有少数地区固碳能力下降。西南以西地区的降水和温度呈正相关,辐射显著负相关。该地区海拔较高且靠近荒漠地区,植被对降水依赖较大。部分地区与温度呈负相关性,可能是因为温度的上升使土壤温度增加,加快了土壤有机质分解,抑制植被生长。同时,过多的太阳辐射不利于植被生长,导致植被生长率降低^[32]。因此,西藏以西表现为植被固碳能力降低。此外,1981—2019 年发现气候变化对植被碳汇的影响的减弱,主要由人类活动为主导因素使植被固碳能力增强。因此,1981—2019 年以来,我国各领域应对气候变化工作取得卓越成效,推动了应对气候变化全球治理所作出的贡献^[33]。

3.2 人类活动对植被碳源/汇的影响

1981—2001 年和 2001—2019 年的陆地植被生态系统碳循环得到有效改善^[34]。1981—2019 年植被碳汇功能越来越显著,主要分布于东北、华北以及南部地区,植被固碳能力改善明显。在 1981—2001 年期间,西南地区与华中、华东地区中部受气候变化影响,多数地区植被固碳能力增强。该地区气候温暖湿润,适合植被生长。而在 2001—2019 年期间,南部地区陆地植被碳源/汇变化主要受人类活动的影响,生态修复和治理工程也趋显成效。

随着时间的推移,人类活动对植被碳汇影响逐渐增大。天然林资源保护工程、退耕还林、三北防护林工程、退耕还草等一系列重大生态工程陆续启动,促进了植被固碳能力正向发展。尽管大部分地区的植被碳汇受人类活动正向影响,但随着经济发展,植被固碳能力减弱的地区也逐渐增多,其主要分布于省会城市周围。这是源于城市发展的急速扩张造成了建设用地挤占林地、耕地,导致生态环境恶化。这一结论与黄大全^[35]等人研究一致。1981—2001 年中国大部分地区的植被碳源/汇受到气候因素影响,仅少数地区受到人类活动的影响。北部多数地区的植被固碳能力减弱,其中人类活动导致植被固碳能力减弱区域面积明显高于其他地区。由于东北地区在 80、90 年代,人类对森林资源的滥砍滥伐和过度开采。在 1981—2001 年东北地区土地利用变化受人类活动影响剧烈,大量土地由林地转变为耕地。虽然当时进行了一些生态保护和修复工程,但实施时间较短且成效较小,导致东北三省的植被固碳能力下降^[36-37]。随着时间的推移,东北地区的植被碳汇在 2001—2019 年间明显增长,受到人类活动的影响也明显高于 1981—2001 年。因此,近 20 年来,东北地区实施了一系列保护措施和生态修复与保护工程,这些工程成效逐渐显著,不仅提高了植被的净碳储量,而且生态修复与保护工程的投入与产出也成正比。

2001—2019 年青藏高原地区西部地区主要分布草地、草甸为主要植被类型,当地畜牧业为主要经济支柱。随着经济的发展生活水平的不断提高,人类活动对当地生态的影响显著,可能是畜牧业的不合理放牧为主要原因^[38]。而西藏地区在 2001 年和 2019 年的植被碳储量和生态保护和修复工程投资经济效率领先大多数地区,其中一方面可能是西藏地区建立保护区,且部分地区禁止或限制开发,在一定程度上保护了当地生态。另一方面草地碳汇是生态系统碳循环中不容忽视的一环^[7]。南北植被碳源/汇差异表现在 1981—2001 年北部地区植被更易受到气候变化的负面影响,而西南部地区大部分呈现正向影响。然而,2001—2019 年南北植被碳/汇差异逐渐缩小,其中黑龙江植被碳/汇增多最为显著,主要原因是由于生态保护与修复对当地植被成效明显。植被碳汇增加显著是由于当地生态修复治理项目的严格实施,不仅对已有林地的保护,还致力于将耕地转变为林地。所以在近 20 年里林地的扩张与保护以致当地植被碳汇增加显著。生态治理与修复工程包括天然林保护、三江及长江流域重点工程、退耕还林、防护林体系工程等^[39]。中国南部主要是受到退耕还林工程以及沿海防护林工程的影响,随着植被的恢复,南部地区植被固碳效愈来愈显著^[40]。从图 3 可以看到是中国南部 NEP 变化趋势良好,以及 2001—2019 年多年平均 NEP 相较于北部更高。所以,绿色发展、可持

续发展应深入政策,根据当地情况制定治理生态环境修复与保护的规划,牢铸经济之基。

4 结论

本文分析了 1981—2019 年中国净生态系统生产力的时空演变特征,探究了植被碳源/汇变化影响机制,并评估生态修复治理工程绩效。主要结论如下:

(1) 中国整体呈现碳汇状态,1981—2001 年碳汇区域占总面积 91.66%,NEP 多年平均值为 $17.59\text{gC}/\text{m}^2$,其中 NEP 呈现增长趋势约为 43.52%;2001—2019 年碳汇区域占总面积 93.19%,NEP 多年平均值为 $35.64\text{gC}/\text{m}^2$,NEP 表现为增长趋势 75.27%。总体上来看,相较于 1981—2001 年植被固碳能力得到明显改善。

(2) 1981—2001 年中国植被碳源/汇变化受气候因子影响面积高达 96%,主要受降水、温度因子影响,其次是辐射的影响。2001—2019 年受气候因子影响植被碳源/汇的面积为 73.77%,主要受降水和辐射因子,其次是温度的影响。

(3) 1981—2001 年期间东北地区受到人类活动干扰明显,导致植被固碳能力下降,主要是由于林地转变为耕地。2001—2019 年东北、华北以及中国南部沿海地区人类活动使植被固碳能力明显增强,南部地区主要在于林耕地的转变,北部地区主要在于草耕地的变化。

(4) 国家对生态环境的日益重视和技术革新,2001 与 2019 年的植被碳源/汇变化有着明显差异。中国整体生态治理与修复工程投资经济效率得到提升,南北地区碳价值差异逐渐缩小。此外,人类活动对陆地植被生态系统的积极干预,有效地改善了土地的生态环境,增加了森林覆盖率,提高了碳汇储量。

参考文献 (References):

- [1] 贡银娟,赵军. 基于 MODIS-NDVI 数据的植被碳汇空间格局研究——以石羊河流域为例. 山地学报, 2018, 36(4): 644-653.
- [2] 戴尔阜,黄宇,吴卓,赵东升. 内蒙古草地生态系统碳源/汇时空格局及其与气候因子的关系. 地理学报, 2016, 71(1): 21-34.
- [3] 苏永中,赵哈林. 土壤有机碳储量、影响因素及其环境效应的研究进展. 中国沙漠, 2002, 22(3): 220-228.
- [4] 陈雪娇,周伟,杨晗. 2001—2017 年三江源区典型草地群落碳源/汇模拟及动态变化分析. 干旱区地理, 2020, 43(6): 1583-1592.
- [5] Chen J M, Ju W M, Ciais P, Viovy N, Liu R G, Liu Y, Lu X H. Vegetation structural change since 1981 significantly enhanced the terrestrial carbon sink. Nature Communications, 2019, 10: 4259.
- [6] He Q N, Ju W M, Dai S P, He W, Song L A, Wang S H, Li X C, Mao G X. Drought risk of global terrestrial gross primary productivity over the last 40 years detected by a remote sensing-driven process model. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2021, 126(6): 1-16.
- [7] 赵宁,周蕾,庄杰,王永琳,周稳,陈集景,宋珺,丁键浠,迟永刚. 中国陆地生态系统碳源/汇整合分析. 生态学报, 2021, 41(19): 7648-7658.
- [8] Liu Y, Zhou Y, Ju W, Wang S, Wu X, He M, Zhu G. Impacts of droughts on carbon sequestration by China's terrestrial ecosystems from 2000 to 2011. Biogeosciences, 2014, 11(10): 2583-2599.
- [9] 蔡伟祥,徐丽,李明旭,孙建新,何念鹏. 2010—2060 年中国森林生态系统固碳速率省际不平衡性及调控策略. 地理学报, 2022, 77(7): 1808-1820.
- [10] 刘凤,曾永年. 2000—2015 年青海高原植被碳源/汇时空格局及变化. 生态学报, 2021, 41(14): 5792-5803.
- [11] 于海群. 华北地区平原造林工程碳汇能力及碳汇价值研究——以北京市东郊森林公园为例. 生态经济, 2022, 38(2): 110-115.
- [12] 吴东清,侯伟,桑会勇,翟亮,郭建晓. 西藏植被碳源/汇时空变化特征及其影响因子分析. 测绘科学, 2022, 47(8): 105-113, 134.
- [13] 张祯祺,蔡惠文,张平平,王泽琳,李婷婷. 基于 GEE 遥感云平台的三江源植被碳源/汇时空变化研究. 自然资源遥感, 2023, 35(1): 231-242.
- [14] 马晓哲,王铮. 土地利用变化对区域碳源/汇的影响研究进展. 生态学报, 2015, 35(17): 5898-5907.
- [15] 韩敏,徐长春,隆云霞,刘芳. 西北干旱区不同土地利用情景下的碳储量及碳源/汇变化模拟与预估. 水土保持通报, 2022, 42(3): 335-344.
- [16] 岳书平,闫业超,张树文,杨久春,王文娟. 基于 ERA5-LAND 的中国东北地区近地表土壤冻融状态时空变化特征. 地理学报, 2021, 76(11): 2765-2779.
- [17] 涂又,姜亮亮,刘睿,肖作林,闵婕. 1982—2015 年中国植被 NDVI 时空变化特征及其驱动分析. 农业工程学报, 2021, 37(22): 75-84.
- [18] 姚荣鹏,张勃,张耀文,王立兵. 甘肃河东地区植被物候及其对气候变化的响应. 生态学杂志, 2022, 41(4): 714-723.

- [19] Masiliūnas D, Tsendbazar N E, Herold M, Verbesselt J. BFAST lite: a lightweight break detection method for time series analysis. *Remote Sensing*, 2021, 13(16): 3308.
- [20] Horion S, Ivits E, De Keersmaecker W, Tagesson T, Vogt J, Fensholt R. Mapping European ecosystem change types in response to land-use change, extreme climate events, and land degradation. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(8): 951-963.
- [21] Wessels K J, van den Bergh F, Scholes R J. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 125: 10-22.
- [22] Ying Z. In 2010 International Conference on Digital Manufacturing & Automation. 135-140 (IEEE).
- [23] Krishnan H, Kapuscinski R, Butz D A. Coordinating contracts for decentralized supply chains with retailer promotional effort. *Management Science*, 2004, 50(1): 48-63.
- [24] Zhang Y, Fang L, Jing P. Analysis of broad leaved forest carbon sinks changes and forest economics and management in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(12): 12922-12931.
- [25] Evans J, Geerken R. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environments*, 2004, 57(4): 535-554.
- [26] 卢峰, 顾光同, 曹先磊, 吴伟光. 基于耦合效应的林业碳汇项目风险. *林业科学*, 2022, 58(5): 161-176.
- [27] 王威, 郭庆军, 杜陈军, 邓义楠. 长江流域水环境碳循环研究进展. *生态学杂志*, 2023, 42(3): 736-747.
- [28] 龙慧灵, 李晓兵, 王宏, 魏丹丹, 张程. 内蒙古草原区植被净初级生产力及其与气候的关系. *生态学报*, 2010, 30(5): 1367-1378.
- [29] 朱文泉, 陈云浩, 潘耀忠, 李京. 基于 GIS 和 RS 的中国植被光利用率估算. *武汉大学学报: 信息科学版*, 2004, 29(8): 694-698, 714.
- [30] 彭弋倪, 陈旸, 李石磊. 辽河流域岩石风化速率及碳汇计算. *地球科学与环境学报*, 2017, 39(3): 439-449.
- [31] 朱丽亚, 胡克, 孙爽. 2000—2018 年辽河流域植被 NDVI 变化及其与温度、降水的响应关系. *生态科学*, 2022, 41(3): 203-213.
- [32] 贾立平. 太阳辐射与植物生长发育的关系. *新农业*, 2021(19): 36.
- [33] 沈镭. 面向碳中和的中国自然资源安全保障与实现策略. *自然资源学报*, 2022, 37(12): 3037-3048.
- [34] 邵全琴, 刘树超, 宁佳, 刘国波, 杨帆, 张雄一, 牛丽楠, 黄海波, 樊江文, 刘纪远. 2000—2019 年中国重大生态工程生态效益遥感评估. *地理学报*, 2022, 77(9): 2133-2153.
- [35] 黄大全, 朱世豪, 刘涛. 中国土地利用规划的指标分配逻辑: 兼论对国土空间规划的启示. *自然资源学报*, 2022, 37(9): 2387-2402.
- [36] 中国科学院东北地理所. 《东北地区重要生态功能区生态变化评估》《东北地区重大生态工程生态成效评估》出版. *高科技与产业化*, 2021, 27(2): 87.
- [37] 丁宁. 基于长时间遥感序列的东北地区森林固碳能力历史动态[D]. 延吉: 延边大学, 2016.
- [38] 郭建晓, 桑会勇, 翟亮. 青藏高原植被覆盖度时空变化特征及其驱动因素. *生态学杂志*: 1-13 [2023-07-21]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148.Q.20221228.1533.009.html>
- [39] 张雄一, 邵全琴, 宁佳, 杨雪清, 巩国丽, 刘国波. 三北工程区植被恢复对土壤风蚀的影响及植被恢复潜力研究. *地球信息科学学报*, 2022, 24(11): 2153-2170.
- [40] 吴普侠, 汪晓珍, 吴建召, 张晓梅, 蔺雨阳, 王凯博. 中国退耕还林工程固碳现状及固碳潜力估算. *水土保持学报*, 2022, 36(4): 342-349.