

2000—2019年中国重大生态工程生态效益遥感评估

邵全琴^{1,2}, 刘树超^{1,2}, 宁佳¹, 刘国波^{1,2}, 杨帆³, 张雄一^{1,2},
牛丽楠^{1,2}, 黄海波¹, 樊江文¹, 刘纪远¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 浙江海洋大学经济与管理学院, 舟山 316022)

摘要: 本文提出了重大生态工程实施生态效益评估理论框架, 在选取生态系统宏观结构、生态系统质量和生态系统服务3大类、6个一级指标和9个二级指标的基础上, 利用地面和遥感数据, 结合模型模拟, 生成了2000—2019年长时间序列评估指标参数数据集, 定量评估了中国重大生态工程实施20年后的生态效益。结果表明: 生态恢复程度中等、较高和高的区域面积分别占全国国土面积的24.1%、11.9%和1.7%, 生态工程实施数量越多的地区, 生态恢复程度越高, 生态恢复程度较高和高的区域主要集中在黄土高原、北方农牧交错带、东北平原、川滇黔渝湘结合部等地区; 气候因素和生态工程对植被净初级生产力变化的贡献率分别为85.4%和14.6%, 对水蚀模数变化的贡献率分别为69.5%和30.5%; 中国植被覆盖度有20%的恢复潜力, 森林植被覆盖度恢复潜力为6.4%, 草地植被覆盖度恢复潜力为23%; 气候条件是生态恢复的重要限制因素, 生态恢复程度较高和高的区域主要分布在年均温大于0℃和年降水量大于300mm的地区。因此, 重大生态工程的部署, 应充分考虑气候条件的限制性, 避免实施单一生态工程或单一生态恢复措施, 充分发挥生态工程组合措施的综合效应, 提高生态投入资金的最大效益。

关键词: 生态工程; 生态系统; 生态恢复程度; 生态恢复潜力

DOI: 10.11821/dlxb202209001

1 引言

1978年改革开放以来, 中国社会经济发展迅速, 但伴随着工业化、城镇化和农业现代化的加速发展, 存在长期对资源的不合理利用, 导致生态系统严重退化。1998年11月, 国务院通过了《全国生态环境建设规划》, 明确用大约50年时间, 完成一批对改善全国生态环境有重要影响的工程, 扭转生态环境恶化的势头。为了实现上述目标, 中国政府陆续启动了天然林资源保护、退耕还林、三北防护林体系建设(第四期和第五期)、京津风沙源综合治理、长江防护林体系建设(第二期、第三期)、西南岩溶石漠化综合治理(2005年启动)、退牧还草(2003年启动)等一系列重大生态工程^[1]。据不完全统计, 截至2019年, 中国重大生态工程的总投资已经超过17000亿元^[2]。为评估重大生态工程实施20年的生态效益, 本文提出了重大生态工程生态效益评估指标、指标获取技术和评估方法, 并开展了定量评估。

收稿日期: 2021-12-24; 修订日期: 2022-07-25

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0506501); 中国科学院战略性先导科技专项(XDA23100203) [Foundation: National Key R&D Program of China, No.2017YFC0506501; Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences, No.XDA23100203]

作者简介: 邵全琴(1962-), 女, 研究员, 博导, 主要从事陆地生态系统综合监测与评估、区域环境变化探测与模拟研究。
E-mail: shaoqq@igsrr.ac.cn

国际上,联合国在2000年发起并开展了千年生态系统评估(MA)^[3],首次提出了生态系统评估框架体系与指标体系,研究了生态系统状况和服务、变化驱动力的评估方法,评估了生态系统服务变化及其对人类福祉的影响。MA的生态系统评估框架在国内外生态系统评估中得到了广泛的应用,但MA的评估指标是针对生态系统服务功能,评估方法主要以文献资料综述为主的定性判断。加拿大学者采用专家打分法开展了战略性生态恢复评估,对退化森林生态系统实施生态工程后恢复治理的优先顺序进行了排序,但缺少对工程生态效益的量化评估^[4]。美国农业部实施的生态保护效果评估项目,采用了工程区内外对比、工程实施前后对比等方法,对生态保护工程的效果进行了评价,但未开展生态恢复潜力评估^[5]。国际林业研究中心评估了15个国家的REDD+ (减少森林砍伐和森林退化造成的温室气体排放) 战略的森林保护项目实施效果,评估了生态工程对碳蓄积的贡献,但缺少评估生态工程对其他生态服务的影响^[6]。欧盟采用了参与式评价方法,评估了12个国家防沙治沙工程措施的有效性,对防沙治沙工程的生态效益未进行量化评估^[7]。

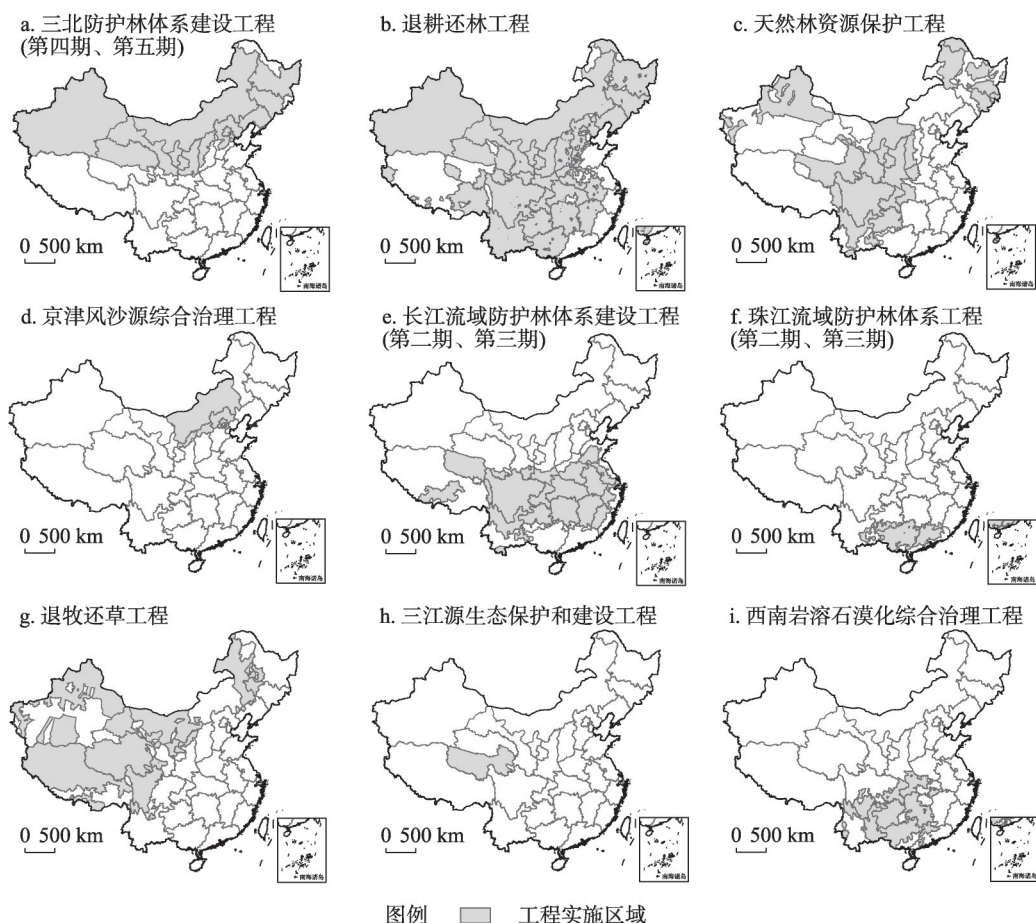
在国内,刘纪远等^[8]运用MA框架,最早开展了中国西部地区生态系统综合评估。Ouyang等^[9]建立了区域生态系统服务的定量评价方法,以及综合生态系统服务功能量与受益人口数量的区域生态保护重要性评估方法。吴丹等^[10]以生态系统宏观结构、植被覆盖度及防风固沙服务为指标,采用线性回归方法分析植被覆盖度和防风固沙服务功能量的变化特征,综合分析了2000—2010年京津风沙源综合治理一期工程的生态效应。刘国彬等^[11]利用土地利用类型、植被覆盖、土壤水分、土壤侵蚀、径流泥沙等指标,对黄土高原水土保持和生态治理的效果进行了评价。但以上学者均未对生态系统恢复程度与恢复潜力开展研究,并且没有厘定生态工程与气候因素对生态系统变化的贡献率。邵全琴等^[12]选取了生态系统结构、生态系统质量和生态系统服务等评估指标,对三江源生态保护和建设一期工程的生态成效进行了评估,并提出模型参数控制法厘定了生态工程和气候对三江源生态系统变化的影响。黄麟等^[13]通过对比平均气候状况和真实气候状况下的生态服务量,厘定了气候变化、生态工程等人类活动对工程区生态系统变化的作用。Cai等^[2]利用植被归一化指数(NDVI)、总初级生产力(GPP)、叶面积指数(LAI)、土地利用和气候因子为指标,评估了1978—2015年生态工程对中国北方干旱和半干旱地区植被恢复的贡献。以上学者在生态工程生态效益评估中,厘定了生态工程和气候对生态恢复的贡献率,但未对生态恢复程度和恢复潜力进行评估。目前的研究更多针对某一区域或工程,缺少对于国家尺度范围和长时间序列的完整的重大生态工程实施生态效益评估研究。

本文在提出生态效益评估理论框架的基础上,选取了生态系统宏观结构、生态系统质量和生态系统服务3个大类、6个一级指标和9个二级指标,利用地面和遥感数据,结合模型模拟,生成了2000—2019年长时间序列评估指标参数数据集,定量评估了重大生态工程实施20年生态恢复程度和恢复潜力,以及生态工程对生态系统变化的贡献率。

2 数据与方法

2.1 重大生态工程实施范围

2000年以来中国实施重大生态工程主要包括:三北防护林体系建设工程(第四期、第五期,图1a)、退耕还林工程(图1b)、天然林资源保护工程(图1c)、京津风沙源综合治理工程(图1d)、长江流域防护林体系建设工程(第二期、第三期,图1e)、珠江流



注: 该图基于自然资源部标准地图服务网站GS(2020)4619号标准地图制作,底图边界无修改,后图同。

图1 中国主要重大生态工程空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of key ecological projects in China

域防护林体系工程(第二期、第三期,图1f)、退牧还草工程(图1g)、三江源生态保护和建设(图1h)、西南岩溶石漠化综合治理(图1i)等9个重大生态工程,共涉及全国31个省(自治区、直辖市),生态工程覆盖总面积约924.8万 km^2 。

根据9个重大生态工程实施范围在空间上的叠加情况(图2、表1),3个生态工程叠加实施的地区面积最大,占全国陆地国土面积35.1%;没有生态工程实施的面积最小,占3.7%,主要分布在沿海地区;重叠实施生态工程数量最多的是5个,面积占6.1%,主要分布在青海三江源区、内蒙中西部、陕西北部、四川西南部和云南北部等地。

2.2 重大生态工程实施20年生态效益评估指标

本文综合分析了中国9个重大生态工程的规划生态治理目标,主要是通过保护现有植被,增加植被覆盖度,改善生态系统质量,提高水源涵养、土壤保持和防风固沙等生态系统服务功能。在遵循评估指标的可操作性、实用性、科学性和针对性的原则基础上和遥感数据的可获取性,根据重大生态工程规划生态治理目标,最终选取了生态系统宏观结构、生态系统质量、生态系统服务3个大类、6个一级指标、9个二级指标,用于重大生态实施20年生态效益的评估(表2)。

2.3 评估指标参数数据获取与验证

2.3.1 生态系统宏观结构数据遥感获取与验证 利用2018年Landsat8等卫星遥感数据,参考中国土地利用遥感分类系统^[14-15],经人机交互解译获得2018年中国1:10万土地利用/覆盖矢量数据,并通过与GF-2、无人机影像以及野外调查资料实地验证,对土地利用数据进行了反复修订,最终通过混淆矩阵进行分类精度及总精度评价,综合评价精度达到93%。根据陆地生态系统宏观结构分类系统及其与土地利用/土地覆盖分类系统的转换关系^[16],将2018年土地利用数据生成了1 km栅格百分比生态系统类型数据集。结合已有数据,建成2000年、2010年和2018年3期中国生态系统类型数据集。

2.3.2 生态系统质量数据获取与验证

(1) 植被覆盖度 (FVC)

利用2000—2019年时间分辨率为16 d、空间分辨率为250 m的MODIS遥感产品NDVI数据,经S-G滤波后,通过像元二分法计算得到时间分辨率为16 d的植被覆盖度数据,然后采用最大合成法生成了年植被覆盖度。经重采样生成2000—2019年1 km分辨率的年植被覆盖度。

(2) 植被净初级生产力 (NPP)

直接采用MODIS的MOD17A3产品,时间分辨率为1 a,空间分辨率为500 m。利用课题组积累的历年野外调查获取的168个草地样方生物量数据^[17],以及源于中国生态系统研究网络(CERN)长期动态监测数据库的中国典型森林生态系统生产力数据集,对MODIS NPP数据进行了精度验证, R^2 为0.75。经重采样生成2000—2019年1 km分辨率的植被净初级生产力数据集。

2.3.3 生态系统服务估算与验证

(1) 水源涵养服务量

生态服务水源涵养量利用水量平衡法计算,公式如下:

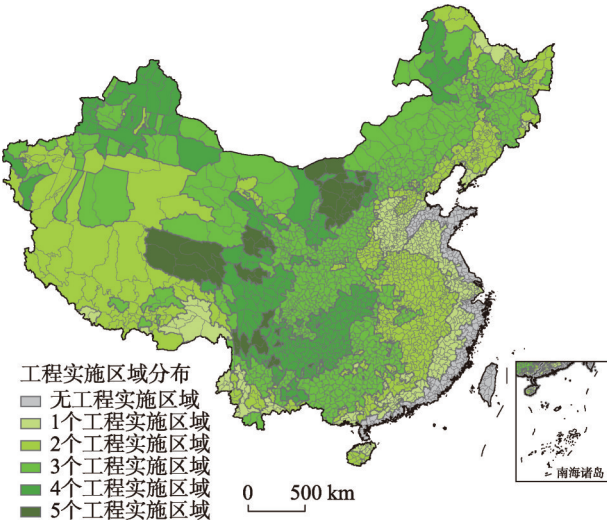


图2 中国9个重大生态工程实施区域叠加分布
Fig. 2 Spatial overlay of nine key ecological projects in China

表1 中国9个重大生态工程实施重叠数量及面积统计
Tab. 1 Number of overlapping ecological projects and the area of each of nine key ecological projects in China

序号	工程数量(个)	面积(万 km ²)	中国陆地面积占比(%)
1	0	35.2	3.7
2	1	78.8	8.2
3	2	282.1	29.4
4	3	336.9	35.1
5	4	168.4	17.5
6	5	58.7	6.1

表2 重大生态工程实施20年生态效益评估指标
Tab. 2 Indexes for assessing the ecological benefits of key ecological projects in China over the past 20 years

类别	评估指标	
	一级指标	二级指标
生态系统宏观结构	各类生态系统面积	生态系统分类面积变化率
生态系统质量	植被净初级生产力	植被净初级生产力
	植被覆盖度	植被覆盖度
生态系统服务	水源涵养	水源涵养量
	水土保持	土壤侵蚀模数
		土壤保持量
	防风固沙	土壤风蚀模数
		防风固沙量

$$Q_{wr} = P - ET - R \quad (1)$$

式中: Q_{wr} 为水源涵养量; P 为降水量; ET 为地表实际蒸散量; R 为地表径流量。

降水量空间数据的获取: 利用国家气象站观测数据, 使用 AUNSPLINE 软件插值为 1 km 分辨率降水量空间数据; 然后, 将之与国家气象信息中心提供的 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 降水量栅格数据数据进行融合, 生成 2000—2019 年 1 km 分辨率降水量空间数据集。

地表径流利用径流系数乘以降水量获得。不同土地利用类型、不同土壤类型的径流系数, 采用美国农业部土壤保持局开发的 SCS 水文模型计算得到^[18]。

地表蒸散量的计算: 基于中国 1 km 逐月均温、最低温、最高温数据集^[19], 采用 Hargreaves 计算公式得到参考作物蒸散量^[20]; 然后, 采用联合国粮农组织^[21]不同土地利用类型的蒸散系数乘以参考作物蒸散量, 得到不同土地利用类型的潜在蒸散; 最后利用 InVEST 模型将地表潜在蒸散量转换成地表实际蒸散量。

本文模拟估算的全国水源涵养量结果与龚诗涵等研究结果^[22]相比数量级一致, 且空间趋势具有一致性, 森林水源涵养量与陈东立等^[23]和鲁绍伟等^[24]的研究结果数量级一致。通过野外考察, 选择重点区域三江源地区的沱沱河站、直门达站、吉迈站和唐乃亥站共 4 个水文站在 1990—2018 年的年径流总量监测数据对三江源局部地区的模拟结果进行了进一步的验证, R^2 均值在 0.60 以上。最终生成 2000—2019 年 1 km 分辨率的水源涵养服务数据集。

(2) 土壤保持服务量

生态系统土壤保持量是裸土状况下的潜在土壤水蚀量与真实植被状态下的土壤水蚀量的差值。水蚀模数采用修正通用水土流失方程 (RUSLE)^[25], 公式如下:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (2)$$

式中: A 为土壤水蚀模数 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); R 为降雨侵蚀力因子 ($\text{MJ mm hm}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}$); K 为土壤可蚀性因子 ($t \text{ hm}^2 \text{ h hm}^{-2} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS 为坡度坡长因子; C 为覆盖和管理因子, 取值范围为 0~1; P 为水土保持措施因子, 取值范围为 0~1。模型参数的计算方法详见参考文献[26]。

本文模拟估算的全国土壤水蚀模数结果与已有文献资料结果对比验证^[27-29], 结果较为一致, 之后利用三江源区域 4 个水文站的含沙量监测数据对三江源局部地区的模拟结果进行了进一步的验证, R^2 均超过 0.55。最终生成 2000—2019 年 1 km 分辨率的土壤保持服务数据集。

(3) 防风固沙服务量

生态系统防风固沙量是裸土条件下的潜在土壤风蚀量与实际植被状况下土壤风蚀量之间的差值。风蚀模数采用修正风蚀方程 (RWEQ) 计算^[30], 公式如下:

$$SL = \frac{Q_x}{X} \quad (3)$$

$$Q_x = Q_{\max} \left[1 - e^{\left(\frac{X}{S} \right)^3} \right] \quad (4)$$

$$Q_{\max} = 109.8 \times WF \times EF \times SCF \times K' \times COG \quad (5)$$

$$S = 150.71 \times (WF \times EF \times SCF \times K' \times COG)^{-0.3711} \quad (6)$$

式中: SL 为土壤风蚀模数 (kg m^{-2}); X 为地块长度 (m); Q_x 为地块长度 x 处的沙通量 (kg m^{-1}); Q_{\max} 为风力的最大输沙能力 (kg m^{-1}); S 为关键地块长度 (m); WF 为气象因子 (kg m^{-1}); EF 为土壤可蚀性因子; SCF 为土壤结皮因子; K' 为土壤糙度因子; COG 为综合植被因子。模型参数的计算方法详见参考文献[26]。

本文利用RWEQ模型估算的风蚀模数与基于风洞试验所得风蚀预报经验模型^[31]估算结果对比, $R^2 = 0.40$ 。最终生成2000—2019年1 km分辨率的防风固沙服务数据集。

2.4 重大生态工程实施20年生态恢复程度和恢复潜力评估方法

2.4.1 生态恢复态势和恢复程度评估方法 恢复态势为单个指标两时段的连续变化趋势。本文采用最小二乘法计算, 分别计算2000—2010年、2010—2019年两时段内生态系统质量(植被覆盖度、植被净初级生产力)和生态系统服务(水源涵养、土壤保持、防风固沙)的变化斜率 P ($P > 0.05$ 判定为转好, $-0.05 \leq P \leq 0.05$ 判定为基本稳定, $P < -0.05$ 判定为转差; 侵蚀模数和风蚀模数相反)。并依据表3判断2000—2019年生态系统质量和生态系统服务的生态恢复态势。

恢复程度为不同个数不同状态(转好、稳定、转差)指标叠加产生的区域恢复程度的高低。本文选取了植被净初级生产力、植被覆盖度、水源涵养量、土壤水蚀模数和土壤风蚀模数等5项指标, 利用Sen方法计算了其在2000—2019年的空间变化斜率, 并利用M-K方法^[32]进行了显著性检验。根据每个指标的变化斜率判断获得转好、基本稳定和转差3类变化趋势空间分布数据。将5项指标变化趋势空间数据进行叠加分析, 恢复程度表示不同个数不同状态指标的叠加效果, 越多指标转好叠加的区域为恢复程度越高的区域, 按照表4判断依据获得全国生态系统恢复程度空间分布。

表3 生态系统质量和生态恢复态势判别依据
Tab. 3 Ordinal scale for evaluating the trend of restoration of ecosystem quality and ecosystem services

判别依据		判别结果
2000—2010年	2010—2019年	2000—2019年总体恢复态势
转好	转好	持续转好
转差	转差	持续转差
基本稳定	基本稳定	持续稳定
转好	转差	先转好后转差
转好	基本稳定	先转好后稳定
转差	转好	先转差后转好
转差	基本稳定	先转差后稳定
基本稳定	转好	先稳定后转好
基本稳定	转差	先稳定后转差

表4 生态恢复程度判断依据
Tab. 4 Ordinal scale for evaluating the degree of ecological restoration

生态恢复程度	判断条件
基本稳定	$S_i \geq 3$
有所转差	$S_i < 3 \ \& \ W_i = 2$
较明显转差	$S_i < 3 \ \& \ W_i = 3$
明显转差	$S_i < 3 \ \& \ W_i \geq 4$
恢复程度高	$B_i \geq 4$
恢复程度较高	$B_i = 3$
恢复程度中等	$S_i < 3 \ \& \ W_i < 2 \ \& \ B_i = 2$
部分要素恢复与部分要素转差	$S_i < 3 \ \& \ W_i < 2 \ \& \ B_i = 1$

注: W_i 表示转差的指标个数, B_i 表示转好的指标个数, S_i 表示基本稳定的指标个数, $i \leq 5$ 。

2.4.2 基于“地带顶极生态本底—生态现状—生态恢复潜力”的生态恢复潜力评估方法 恢复潜力为生态现状与地带顶极生态本底之间的差距。“地带顶极生态本底”指与评估区地处同一生态地理区的同一类型生态系统顶极群落所具有的生态状态。生态地理分区数据主要以全国生态地理分区^[33]中的二级分区为基础,将位于同一个一级生态地理分区中面积小的相邻二级分区进行了合并,生成了具有15个分区的生态地理分区图(图3)。

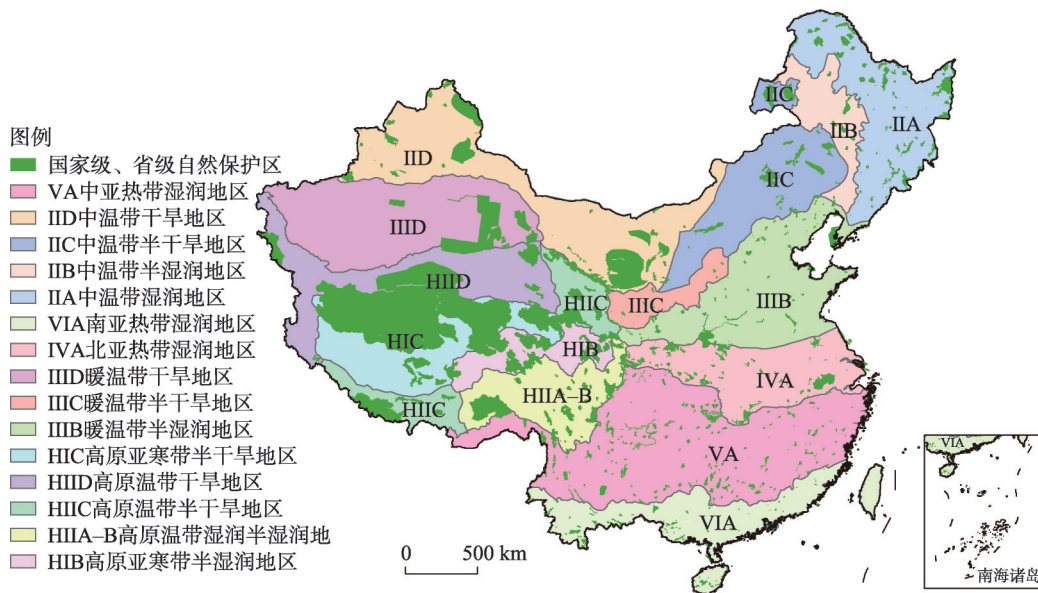


图3 中国生态地理分区与自然保护区空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of ecological geographical regions and nature reserves in China

本文将国家级和省级自然保护区内的生态系统视为优良生态系统,将其作为同一生态地理区同一生态系统类型的顶极生态本底。国家级和省级自然保护区(图3)来源于地球系统科学数据共享网(<http://www.geodata.cn/>)。

本文将2000—2019年植被覆盖度与生态地理分区和自然保护区进行叠加,分别提取各生态地理分区中自然保护地内的森林、草地和荒漠生态系统的植被覆盖度,与温度和降水建立二元线性回归方程。为避免和减少气候波动导致的各年之间的误差,选择2017—2019年的平均温度、降水进行计算,得到该时段内森林、草地和荒漠生态系统的顶极植被覆盖度模拟值,并与2000—2019年的植被覆盖度数据比较,若顶极值模拟值小于实际值,则将实际值替代顶极值模拟值,并得到最终的顶极本底数据。

将2017—2019年平均植被覆盖度作为生态现状实际值,将顶极值减去实际值,得到计算植被覆盖度的恢复潜力(差距)。植被覆盖度恢复潜力指数则用以下公式计算:

$$EPRI = \frac{ER_t - ER_c}{ER_t} \times 100\% \quad (7)$$

式中: $EPRI$ 为工程区生态恢复潜力指数; ER_t 为地带顶级生态本底值; ER_c 为生态恢复现状值。生态恢复潜力指数越大,则生态恢复潜力越大。

2.5 生态系统变化的生态工程贡献率厘定方法

生态系统变化的影响因素主要是气候与人类活动(主要是生态工程)两大类。本文选取植被净初级生产力和土壤保持服务,分别采用了残差分析法^[34]和模型变量控制法^[12, 26, 35]厘定生态工程与气候的贡献率。

残差分析法：残差是指观测值与预测值（拟合值）之间的差。采用多元回归残差分析方法能够将气候、人类活动对植被覆盖度的影响分离出来，可以量化反映人类活动对植被覆盖度的影响。

模型参数控制方法：利用生态系统质量和服务物质量估算方程，控制方程中的气候参数（温度、降水、风速等），分别估算真实气候情况下和固定气候情况下的生态系统服务数据。通常认为，真实气候情况下的计算结果是同时受气候波动和人类活动（主要是生态工程）的共同影响，而固定气候情况下的计算结果只受人类活动（主要是生态工程）的影响。

3 结果分析

3.1 生态系统时空变化

3.1.1 生态系统宏观结构变化分析 2018年中国农田生态系统面积占陆地面积的18.8%，森林生态系统面积占23.6%，草地生态系统面积占31.4%；聚落生态系统面积占2.4%；水体与湿地生态系统面积占3.8%，荒漠生态系统面积占13.4%，其他生态系统面积占6.6%。

在2000—2010年与2010—2018年两个时段内，陆地生态系统宏观结构总体稳定，聚落生态系统面积持续明显增加，草地、农田和荒漠生态系统面积持续减少，森林面积先增后减。2000—2018年，聚落生态系统面积净增加了5.2万 km^2 ，草地生态系统面积净减少了2.7万 km^2 ，农田生态系统面积净减少1.7万 km^2 ，荒漠生态系统面积净减少1.0万 km^2 （图4）。

3.1.2 生态系统质量时空变化 2019年平均植被覆盖度为53.3%，高于2000—2018年的平均值52.6%。2000—2019年植被覆盖度整体呈现递增趋势，总体稳定提高、局部降低。植被覆盖度增加的区域主要位于黄土高原、东北平原、四川盆地和云贵高原，减少的区域主要位于内蒙东部和青藏高原东南部等地（图5）。对植被覆盖度变化斜率进行显著性

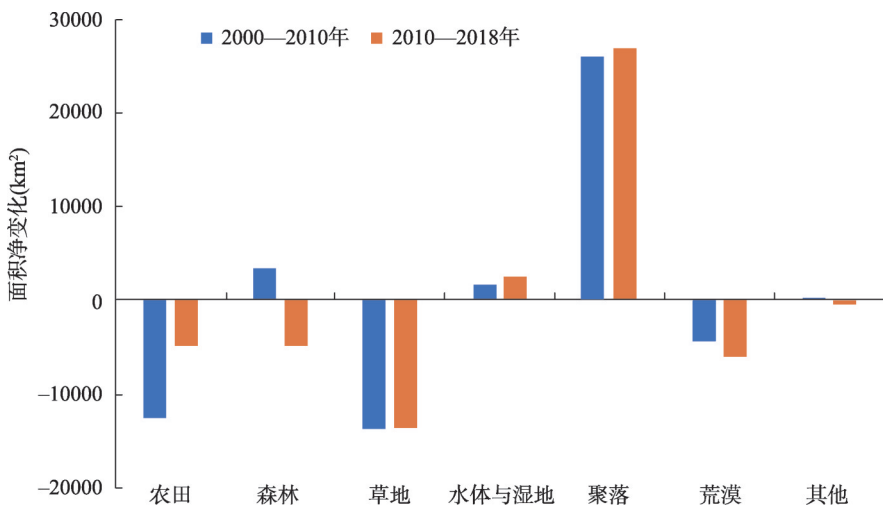


图4 2000—2010年和2010—2018年中国生态系统宏观结构面积净变化

Fig. 4 Changes in ecosystem macro structure area in China in two periods (2000-2010 and 2010-2018)

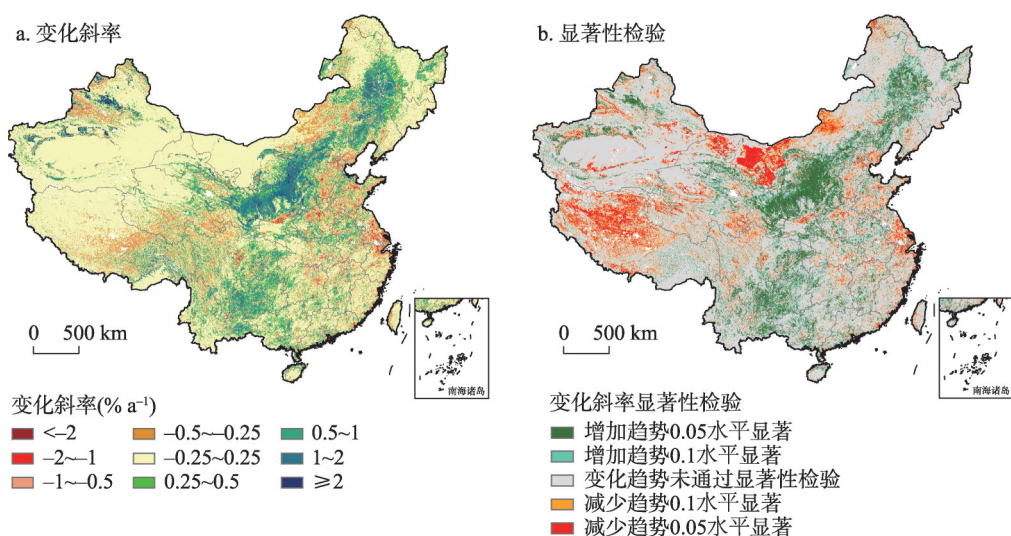


图5 2000—2019年中国植被覆盖度变化斜率及其显著性检验空间分布

Fig. 5 Distribution of changes in the slope of FVC in China and its significance test in 2000-2019

检验, 减少趋势和增加趋势通过0.05水平显著性检验的面积占比分别为8.4%和10.2%, 未通过显著性检验的面积占比为63.8%。

2019年平均植被净初级生产力 $353.0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 高于2000—2019年的平均值 $335.2 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。2000—2019年植被净初级生产力平均变化速率为 $2.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 总体稳定增加、局部减少。植被净初级生产力增加的区域主要分布在北方农牧交错带地区、四川盆地东部和大兴安岭地区, 其中黄土高原区增加最为显著; 减少的区域主要分布在西藏南部和广东、福建、云南等地(图6)。对植被净初级生产力斜率进行显著性检验, 减少趋势和增加趋势通过0.05水平显著性检验的面积占比分别为0.7%和29.8%, 未通过显著性检验的面积占比为49.7%。

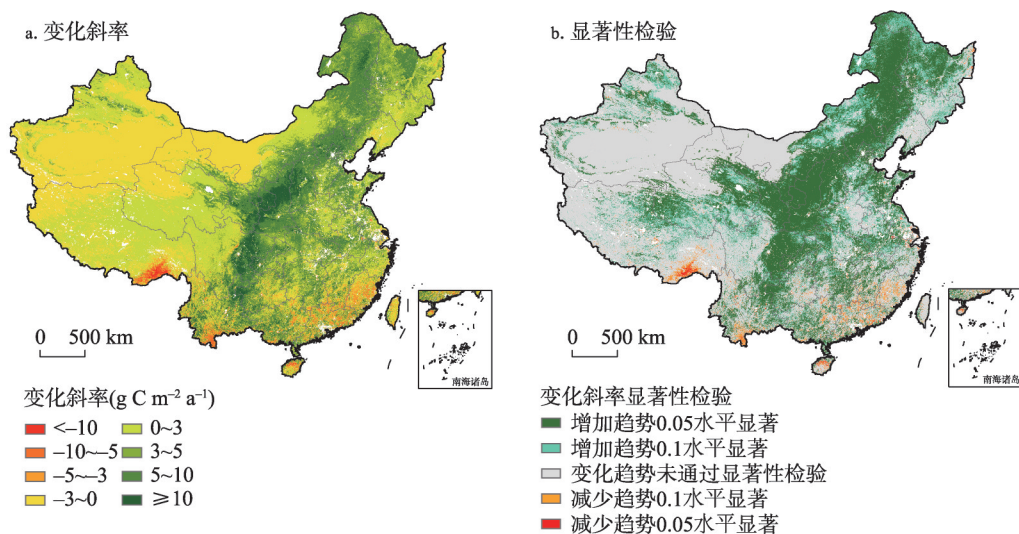


图6 2000—2019年中国NPP变化斜率及其显著性检验空间分布

Fig. 6 Distribution of changes in the slope of NPP in China and its significance test in 2000-2019

3.1.3 生态系统服务时空变化 2019年陆地生态系统的年水源涵养量 $17987.5\times 10^8\text{ m}^3\text{ a}^{-1}$ ，高于2000—2019年平均值（表5）。2000—2019年水源涵养量整体呈减少的趋势，在空间增减各半（图7）。增加的区域主要位于长江三角洲及青海三江源区域，减少的区域主要位于西藏南部、四川盆地和云贵高原。对水源涵养变化斜率显著性检验，减少趋势和增加趋势通过0.05水平显著性检验的面积占比分别为12.6%和7.9%，未通过显著性检验的面积占比为71.7%。

2019年水蚀区平均土壤水蚀模数为 $10.26\text{ t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ，低于近20年平均值（表5）；2019年土壤保持量为 $371.5\times 10^8\text{ t a}^{-1}$ ，高于近20年平均值（表5）。2000—2019年，土壤水蚀模数呈降低趋势，年均变化速率为 $-0.2\text{ t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ，土壤保持量呈增加趋势，年均变化速率为 $1.1\text{ t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ，反映生态系统土壤保持服务功能稳定向好（图8）。对土壤保持变

表5 中国生态系统服务年均值统计表
Tab. 5 Annual mean value of ecosystem services in China

生态系统服务		2000—2010年	2010—2019年	2000—2019年
水源涵养	单位面积水源涵养量($\text{m}^3\text{ hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$)	2105.0	2099.1	2083.4
	水源涵养总量($\times 10^8\text{ m}^3\text{ a}^{-1}$)	17979.9	17929.4	17795.7
土壤保持	单位面积土壤水蚀模数($\text{t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$)	14.5	10.9	12.8
	土壤水蚀量($\times 10^8\text{ t a}^{-1}$)	103.4	78.1	91.3
	单位面积土壤保持量($\text{t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$)	33.0	46.4	39.2
	土壤保持总量($\times 10^8\text{ t a}^{-1}$)	235.7	331.6	280.0
防风固沙	单位面积土壤风蚀模数($\text{t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$)	25.1	17.6	21.5
	土壤风蚀量($\times 10^8\text{ t a}^{-1}$)	138.7	96.9	118.8
	单位面积防风固沙量($\text{t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$)	24.8	19.8	22.4
	防风固沙量($\times 10^8\text{ t a}^{-1}$)	137.0	109.5	123.7

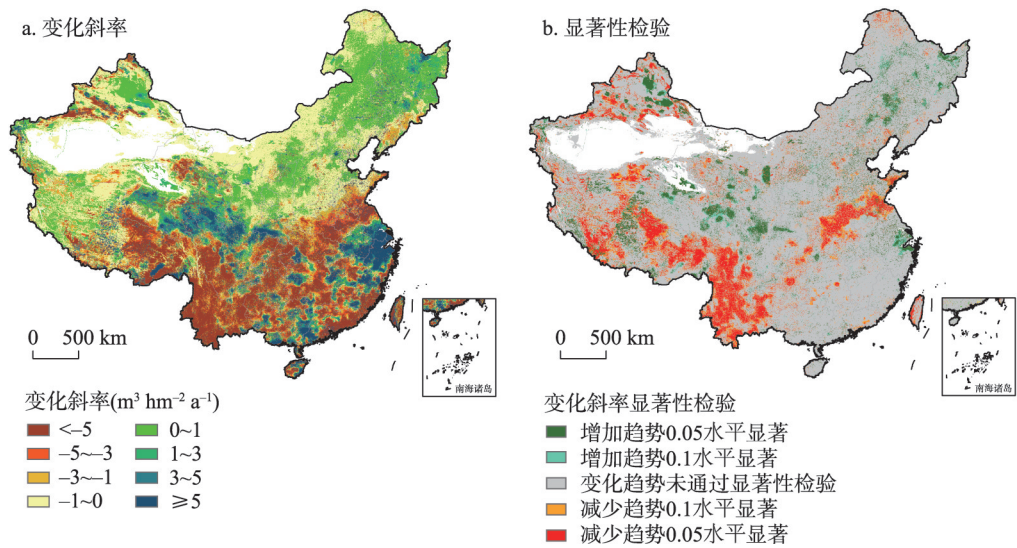


图7 2000—2019年中国水源涵养服务变化斜率及其显著性检验空间分布
Fig. 7 Distribution of change slope of water retention services in China and its significance test in 2000-2019

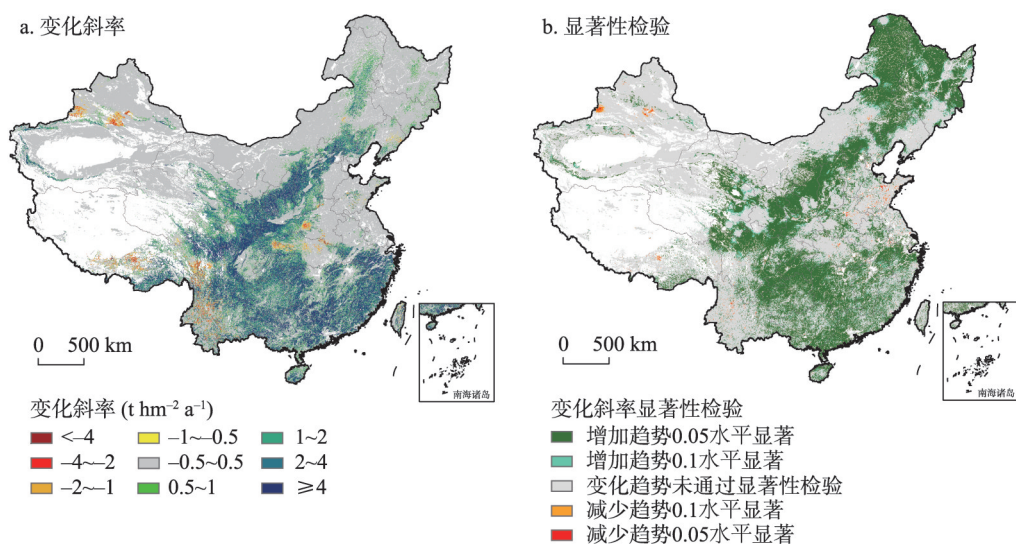


图8 2000—2019年中国土壤保持服务变化斜率及其显著性检验空间分布

Fig. 8 Distribution of changes in the slope of soil retention services in China and its significance test in 2000-2019

化斜率进行显著性检验, 减少趋势和增加趋势通过0.05水平显著性检验的面积占比分别为0.3%和34.4%, 未通过显著性检验的面积占比为57.4%。

2019年北方风沙区平均土壤风蚀模数为 $16.6 \text{ t hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 低于2000—2019年平均值(表5); 2019年防风固沙量为 $128.0 \times 10^8 \text{ t a}^{-1}$, 高于近20年平均值(表5)。2000—2019年, 北方风沙区风蚀模数年均变化速率为 $-1.8 \text{ t hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 防风固沙量年均变化速率为 $-0.6 \text{ t hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 北方风沙区生态系统防风固沙服务功能基本稳定、转好转差区域差异明显(图9)。对防风固沙变化斜率进行显著性检验, 减少趋势和增加趋势通过0.05水平显著性检验的面积占比分别为30.4%和4.8%, 未通过显著性检验的面积占比为57.8%。

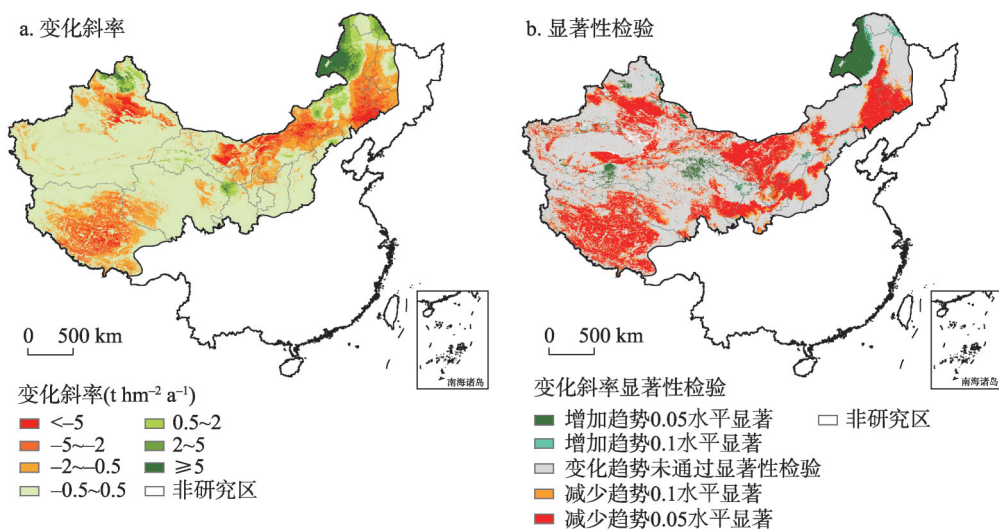


图9 2000—2019年中国防风固沙服务变化斜率及其显著性检验空间分布

Fig. 9 Distribution of change slope of windbreak and sand fixation services in China and its significance test in 2000-2019

3.2 生态系统恢复态势和恢复程度及生态工程的贡献率

3.2.1 生态系统恢复态势及空间差异分析

(1) 生态系统质量

与2000—2010年相比,2010—2019年多年平均年最大植被覆盖度增加了2.2%。两时段内,植被覆盖度持续转好的面积占比11.8%,持续稳定的面积占比36.7%,持续转差面积占比4.6%(表6)。其中,持续转好区域主要分布在北方农牧交错带、黄土高原、东北平原、新疆绿洲和云贵高原等地,持续转差区域主要分布在内蒙古东部和西藏中部等地(图10a)。

与2000—2010年相比,2010—2019年全国植被净初级生产力增加了6.8%。两时段内,全国植被净初级生产力的持续稳定区域面积最大,占34.3%;其次为持续好转区域,面积占32.9%;持续转差区域的面积仅为1.5%(图10b、表6)。

(2) 生态系统服务

与2000—2010年相比,2010—2019年全国陆地生态系统的年均水源涵养量略有下降。两时段内,持续转好面积占9.4%,持续稳定面积占17.0%,持续转差面积占21.7%

表6 中国生态系统质量恢复态势统计表
Tab. 6 Statistics of restoring tendency of ecosystem quality in China

恢复态势	FVC 不同恢复态势的面积占比(%)	NPP 不同恢复态势的面积占比(%)
持续转好	11.8	32.9
持续转差	4.6	1.5
持续稳定	36.6	34.3
先转好后转差	10.8	6.2
先转好后稳定	9.1	10.9
先转差后转好	7.0	4.7
先转差后稳定	4.6	1.6
先稳定后转好	7.7	6.3
先稳定后转差	10.8	6.2

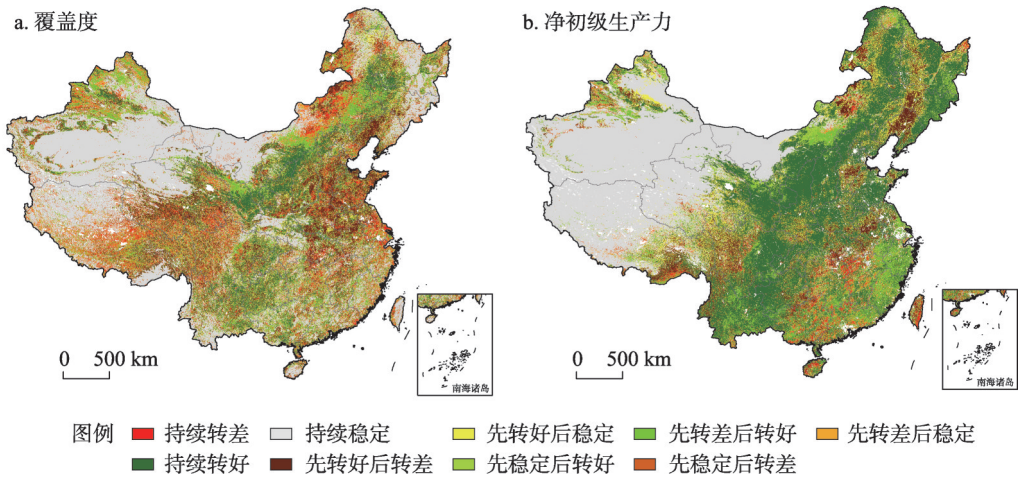


图10 中国植被覆盖度和植被净初级生产力恢复态势空间分布
Fig. 10 Spatial distribution of restoring tendency of FVC and NPP in China

(表7)。其中，水源涵养服务持续转好地区主要分布在黄土高原、三江源东部和新疆天山北部等地区。

与2000—2010年相比，2010—2019年全国水蚀区年的土壤水蚀模数下降了24.5%，而土壤保持量增加了40.7%。两时段内，土壤保持服务持续转好面积占5.1%，持续稳定面积占74.9%，持续转差面积占0.7%（图11a、表7）。其中，土壤保持服务持续转好的地区主要分布在黄土高原、川滇黔渝湘结合部等地区。

与2000—2010年相比，2010—2019年全国风蚀区的土壤风蚀模数下降了30.1%，防风固沙量下降了20.0%。两时段内，防风固沙服务持续稳定面积占46.5%，持续转差面积占13.5%，持续转好区域占1.4%（图11b、表7）。

3.2.2 生态系统恢复程度及空间差异分析 2000—2019年生态系统恢复程度空间差异明显（图12、表8），生态系统基本稳定的面积最大，占全国国土面积的32.4%，主要分布在塔里木盆地、柴达木盆地和内蒙古高原西部等地区；生态恢复程度中等的面积次之，占比为21.3%，主要分布在东北地区东部、北疆、青藏高原东缘、西南地区和长三角地

表7 中国生态系统服务恢复态势统计表
Tab. 7 Statistics of restoring tendency of ecosystem services in China

恢复态势	水源涵养不同恢复态势的面积占比(%)	土壤保持不同恢复态势的面积占比(%)	防风固沙不同恢复态势的面积占比(%)
持续转好	9.4	5.1	1.4
持续转差	21.7	0.7	13.5
持续稳定	17.0	74.9	46.5
先转好后转差	15.1	2.6	3.6
先转好后稳定	14.2	3.2	0.7
先转差后转好	8.1	3.9	17.8
先转差后稳定	2.6	1.4	6.8
先稳定后转好	8.2	6.9	4.2
先稳定后转差	3.7	1.3	5.5

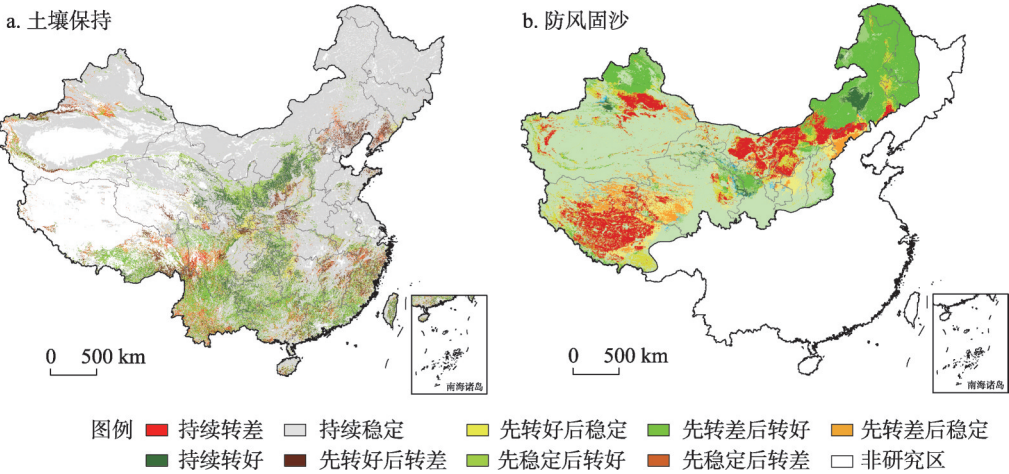


图11 中国土壤保持和防风固沙恢复态势空间分布

Fig. 11 Spatial distribution of restoring tendency of soil retention and windbreak and sand fixation in China

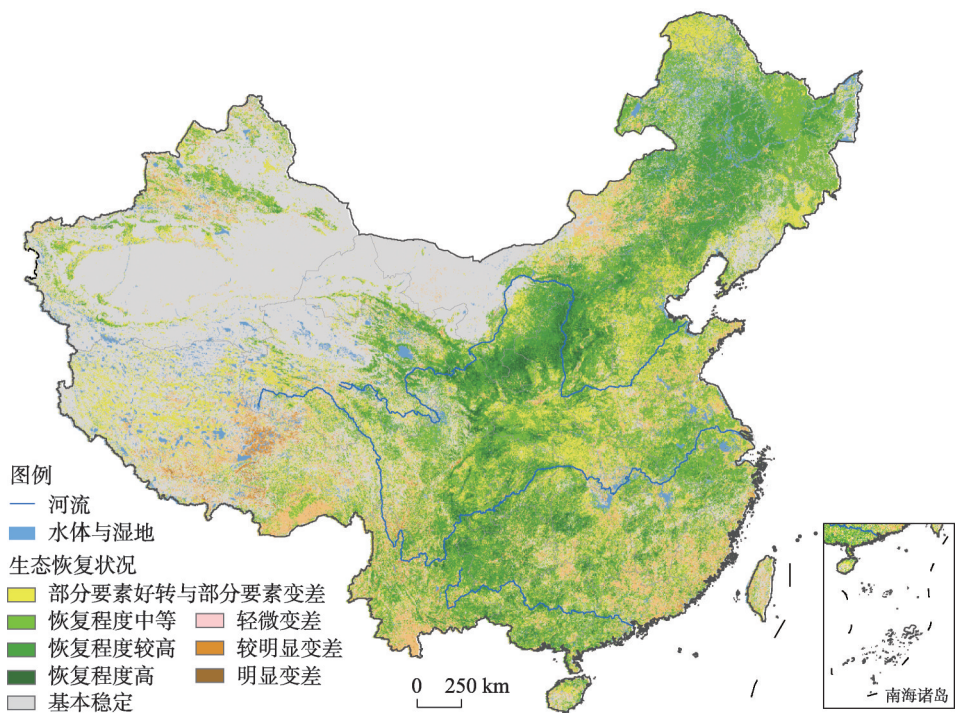


图 12 中国生态系统恢复程度空间分布

Fig. 12 Spatial distribution of the degree of ecosystem restoration in China

区；生态恢复程度较高和高的面积占比分别为 11.6%和 1.7%，主要集中在黄土高原、北方农牧交错带、东北平原、川滇黔渝湘结合部等地区。有所转差的面积占比 7.8%，较明显转差和明显转差的面积占比分别为 0.9%和 0.1%，转差区域主要分布在青藏高原中部。

3.2.3 生态工程和气候因素对生态系统质量和服务变化的贡献率 2000—2019 年生态工程和气候因素对植被净初级生产力变化的贡献率分别为 14.6%和 85.4%（表 9）。其中，珠江防护林体系建设工程区，生态工程对 NPP 的贡献率最高，为 24.8%；在退牧还草工程区，生态工程对 NPP 的贡献率最低，为 10.1%。在各生态工程区中，气候因素均是植被净初级生产力变化主要因素。同时，生态工程对植被净初级生产力恢复的贡献率空间差异明显，其中，黄土高原区的生态工程对植被净初级生产力恢复的贡献率最高，平均为 24.3%，在黄土高原部分地区，生态工程贡献率高达 50%以上。

2000—2019 年生态工程和气候因素对土壤水蚀模数变化的贡献率分别为 30.5%和 69.5%（表 9）。在三北防护林体系建设工程区，生态工程对土壤水蚀模数变化的贡献率

表 8 中国生态恢复状况面积统计表

Tab. 8 Area of different degrees of ecological restoration in China

生态恢复程度	面积(万 km ²)	面积占比(%)
基本稳定	310.9	32.4
有所转差	74.6	7.8
较明显转差	9.0	0.9
明显转差	0.5	0.1
恢复程度高	16.2	1.7
恢复程度较高	111.5	11.6
恢复程度中等	204.1	21.3
部分要素恢复与部分要素转差	181.8	18.9

表9 2000—2019年中国生态工程和气候因素对植被净初级生产力和水蚀模数变化的贡献率

Tab. 9 Relative contributions of ecological projects and climate to changes in NPP and water erosion modulus in China in 2000-2019

区域	植被净初级生产力变化		水蚀模数变化	
	生态工程贡献率(%)	气候贡献率(%)	生态工程贡献率(%)	气候贡献率(%)
全国	14.6	85.4	30.5	69.5
三北防护林体系建设工程区	10.4	89.6	36.9	63.1
天然林资源保护工程区	18.7	81.3	27.6	72.4
京津风沙源综合治理工程区	18.3	81.7	25.6	74.4
退耕还林工程区	14.0	86.0	31.0	69.0
退牧还草工程区	10.1	89.9	36.8	63.2
西南岩溶石漠化综合治理工程区	20.8	79.2	20.3	79.7
长江防护林建设工程区	20.5	79.5	23.8	76.2
三江源生态保护和建设工程区	12.5	87.5	26.2	73.8
珠江防护林体系建设工程区	24.8	75.2	18.0	72.0

最高, 为 36.9%; 在珠江防护林体系建设工程区, 生态工程对土壤水蚀模数变化的贡献率最低, 为 18.0%。

3.3 主要生态系统生态恢复潜力分析

2017—2019年森林、草地和荒漠等主要生态系统, 在顶极生态状况下植被覆盖度在空间上由东南向西北递减, 平均植被覆盖度为 40.3% (图 13a), 同期森林、草地和荒漠实际植被覆盖度与之尚有 8.0% 的差距, 生态恢复潜力为 19.7% (图 13b)。

2017—2019年森林生态系统在顶极生态状况下的植被覆盖度为 97.1%, 同期森林植被覆盖度实际值与之尚有 6.1% 的差距, 生态恢复潜力为 6.4%。

2017—2019年草地生态系统在顶极生态状况下的植被覆盖度为 53.9%, 同期草地植被覆盖度实际值与之尚有 12.4% 的差距, 生态恢复潜力为 23.0%。

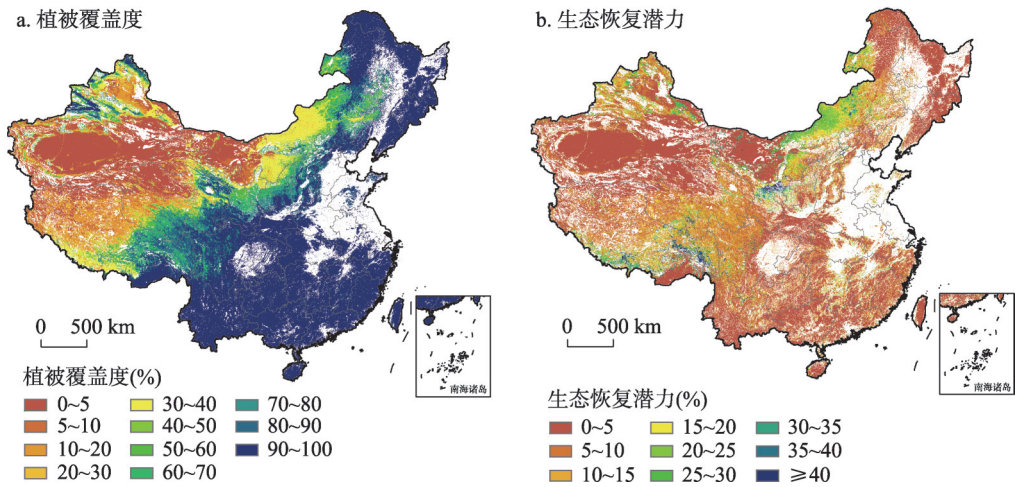


图 13 2017—2019年中国顶极生态状况下植被覆盖度和植被覆盖度生态恢复潜力空间分布

Fig. 13 Spatial distribution of FVC under climax ecological conditions and restoration potential of FVC in China in 2000-2019

2017—2019年荒漠生态系统在顶极生态状况下的植被覆盖度为6.9%，同期荒漠植被覆盖度实际值与之尚有3.4%的差距，生态恢复潜力为49.3%。

4 讨论

本文基于重大生态工程规划的生态目标，构建了重大生态工程生态效益评估指标体系，在筛选评估指标时考虑了各个指标数据的易获取性和计算的方便性，选取的生态系统宏观结构、生态系统质量和生态系统服务指标广泛应用于国内外生态工程生态效益综合评估^[36-39]，各指标计算方法在国内外也均得到广泛应用。但本文在评估过程中利用了大量的遥感数据，不同的遥感数据在度量、尺度效应、传递、获取等方面存在一定的误差，使得本文数据结果具有一定的不确定性，恢复潜力的计算方法也较为粗糙，缺少地面数据验证，在之后的研究工作中应减少数据误差，提高数据精度，增加地面数据验证，进一步完善评估结果。

4.1 气候格局对生态恢复的制约

2000—2019年中国多年平均年均温、多年平均年降水量均由东南向西北逐渐递减，呈现出明显的水平地带性和垂直地带性分布规律（图14）。将全国多年平均年均温气温、年降水量数据分别与生态系统恢复程度数据进行空间叠加，分析表明生态系统恢复程度较高和高的地方主要分布在多年平均年均温大于0°和年降水量大于300 mm的区域。这表明气候格局对生态恢复的制约比较明显，生态修复的空间布局需要充分考虑这一因素。

此外，结合2000—2019年的年均气温和年均降水量变化趋势，发现生态系统恢复程度较高和高的区域，年均温上升不显著，年降水量有所增加或基本不变。

4.2 多类生态工程叠加实施区的生态恢复一般好于单一工程实施区

叠加全国生态系统恢复程度空间分布图与重大生态工程实施区域分布图，得到全国生态工程叠加实施区的不同生态恢复程度面积统计表（表10）。在5个重大生态工程叠加

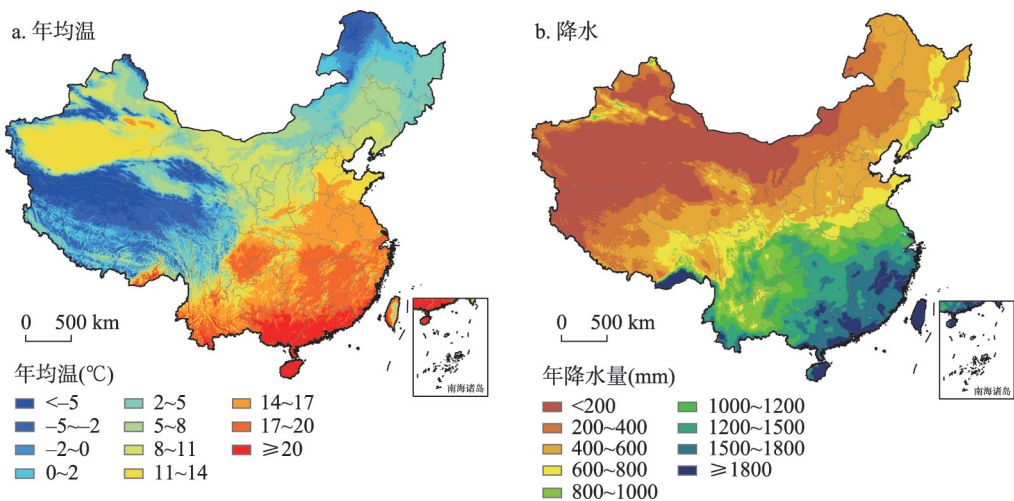


图14 2000—2019年中国多年平均年均温和多年平均降水量空间分布

Fig. 14 Spatial distribution of perennial average annual temperature and multi-year average annual precipitation in China in 2000-2019

表 10 中国生态工程叠加实施区的生态恢复程度面积统计(万 km²)
Tab. 10 Statistics of the degree of ecological restoration in the ecological project
overlay implementation area in China (×10⁴ km²)

实施工程 数量(个)	基本 稳定	有所 转差	较明显 转差	明显 转差	恢复程度 高	恢复程度 较高	恢复程度 中等	部分要素恢复与 部分要素转差
0	4.3	6.2	0.7	0	0.2	2.9	8.8	9.5
1	9.8	10.9	1.0	0.1	1.0	7.1	22.3	22.5
2	115.5	21.9	3.1	0.1	1.6	16.2	44.3	59.7
3	108.7	21.5	2.4	0.1	8.6	52.9	77.3	50.0
4	55.0	8.9	1.3	0.1	4.1	23.8	40.0	28.1
5	17.0	5.3	0.7	0.1	0.8	8.5	11.2	11.4

实施区,生态恢复程度较高和高的地区面积占该区域的 17.0%,在实施 4 个、3 个重大生态工程叠加实施区,则分别占各区域的 17.3%和 19.1%。在实施重大生态工程低于 3 个的地区,生态恢复程度较高和高的地区面积占各区域的比例均低于 11%。重大生态工程实施数量越多,实施工程措施越综合,生态恢复程度越高,如黄土高原^[32]实施了三北防护林体系建设、天然林资源保护、退耕还林、退牧还草、京津风沙源综合治理等重大生态工程,采取生物措施与工程措施相结合的综合修复,是中国生态恢复最为显著的区域。个别地区虽然生态工程实施数量多,生态恢复程度不理想,如青海三江源中西部地区,主要原因可能是受到了气候因素的制约。重大生态工程实施的数量少,生态恢复措施相对单一,则存在生态恢复程度低的可能,如云南西南部^[40],重大生态工程仅部署了 1~2 个,以石漠化治理为主,该地区生态恢复程度也较低。同时,部分地区重大生态工程部署相对分散,可能难以发挥综合效益。

4.3 生态恢复空间差异分析

2000—2019 年重大生态工程实施带来的生态恢复程度空间差异较大。生态恢复程度高和较高的区域占全国国土面积的 13.3%,主要集中在黄土高原、北方农牧交错带、东北平原、川滇黔渝湘结合部等地区;但仍有部分地区生态恢复不明显,主要分布在青藏高原中部、内蒙古中部、云南南部等地区。空间差异较大的原因主要与气候因素和人类活动相关,1990—2000 年北方农牧交错带、黄土高原和东北地区有大量的草地转为农田,云贵高原有较大面积的森林、草地转为耕地^[14],开垦活动对生态系统产生负影响。在 2000—2010 年内蒙古农牧交错带、黄土高原、云贵川、东北地区等地有大面积的耕地转为森林、草地;2010—2015 年期间,陕西南部、陇东和内蒙古农牧交错带,仍有较大面积的耕地转为森林、草地^[15]。这些地区是全国介于 15°~25°和大于 25°的坡耕地主要分布区,也是 2000 年退耕还林(草)工程具体实施的区域,这些区域分布与全国生态系统恢复程度较高和高的区域分布基本一致,退耕活动对当地生态系统恢复有明显的促进作用。

因此,重大生态工程的部署,应充分考虑气候条件的限制性,对于年降水量低于 300 mm 区域,以及年平均气温低于 0 °C 区域,尽量不采用人工生态恢复措施,减少人类扰动,促使生态自然恢复。在年降水量大于 300 mm 和年平均气温大于 0 °C 的生态脆弱区、生态屏障区和重要生态功能区,深入推进山水林田湖草沙综合治理,避免实施单一生态工程或单一生态恢复措施,充分发挥生态工程组合措施的综合效应,提高生态投入资金的最大效益。而在生态脆弱和经济发展相对滞后地区,由于经济社会发展滞后,生产方式单一,产业转型缺乏内生动力,生态保护与资源利用的矛盾依然突出,亟需探

索标本兼治的生态环境综合治理与区域振兴发展协同推进的新模式,应创新构建生态保护和修复、经济社会转型发展和生态补偿长效机制三者协同推进的综合治理体系,通过系列综合治理举措的实施,实现地区经济社会高质量发展与“绿水青山”提质增效的双赢。

5 结论

本文定量评估了2000—2019年中国重大生态工程实施的生态效益,主要得到以下结论:

(1) 2000—2018年中国聚落生态系统面积增加了5.2万 km^2 ,草地、农田、荒漠生态系统面积分别减少了2.7万 km^2 、1.7万 km^2 和1.0万 km^2 ,其他生态系统面积变化不大,生态系统宏观结构总体稳定。

(2) 生态系统质量和服务功能总体稳定向好,部分区域转差,2000—2019年植被覆盖度、植被净初级生产力总体稳定增加、局部减少,生态系统水源涵养服务功能量增减各半,生态系统土壤保持服务功能稳定向好,北方风沙区生态系统防风固沙服务功能基本稳定、转好转差区域差异明显。

(3) 生态效益较好,2000—2010年和2010—2019年两个时段内,生态系统质量持续稳定和好转的面积较大。2000—2019年生态恢复程度中等、较高和高区域的面积分别占全国国土面积的24.1%、11.9%和1.7%。生态恢复程度较高和高的区域主要集中在黄土高原、北方农牧交错带、东北平原、川滇黔渝湘结合部等地区。

(4) 气候是生态系统质量和服务变化的主导因素,2000—2019年全国范围内气候对植被净初级生产力变化的贡献率为85.4%,对土壤水蚀模数变化的贡献率为69.5%。生态工程对植被净初级生产力变化的贡献率为14.6%,对土壤水蚀模数变化的贡献率为30.5%;生态工程对植被净初级生产力变化的贡献率空间差异明显。

(5) 植被覆盖度有20%的恢复潜力,不同生态系统类型差异明显。全国森林、草地和荒漠植被覆盖度与地带性顶极生态状况植被覆盖度的差距仍达8.0%,生态恢复潜力为19.7%。其中,森林植被覆盖度的差距为6.1%,生态恢复潜力6.4%;草地植被覆盖度的差距为12.4%,生态恢复潜力23.0%。

致谢: 在论文的研究和撰写过程中,得到了傅伯杰院士、陆大道院士、王桥院士、舒俭民研究员、卢琦研究员、曾澜研究员、宫辉力教授、杨雪清教授级高工、柳钦火研究员、延晓冬教授、庞勇研究员、何书金研究员、侯鹏教授级高工、刘慧研究员、杜云艳研究员等专家的指导和帮助,在此一并表示衷心的感谢!

参考文献(References)

- [1] Shao Quanqin, Fan Jiangwen, Liu Jiyan, et al. Approaches for monitoring and assessment of ecological benefits of national key ecological projects. *Advances in Earth Science*, 2017, 32(11): 1174-1182. [邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 重大生态工程生态效益监测与评估研究. *地球科学进展*, 2017, 32(11): 1174-1182.]
- [2] Cai D W, Ge Q S, Wang X M, et al. Contributions of ecological programs to vegetation restoration in arid and semiarid China. *Environmental Research Letters*, 2020, 15(11): 114046. DOI: 10.1088/1748-9326/abbde9.
- [3] Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being*. Washing DC: Island Press, 2003.
- [4] Holt R F. Strategic Ecological Restoration Assessment (SERA) of the Kamloops Forest Region. 2001. [2021-12-23]. <http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/Kamloops.pdf>.
- [5] Euliss N H, Smith L M, Liu S G, et al. Integrating estimates of ecosystem services from conservation programs and practices into models for decision makers. *Ecological Applications*, 2011, 21(3): S128-S134.

- [6] Börner J, Baylis K, Corbera E, et al. Emerging evidence on the effectiveness of tropical forest conservation. *PLOS ONE*, 2016, 11(11). DOI: 10.1371/journal.pone.0159152.
- [7] Rojo L, Bautista S, Orr B J, et al. Prevention and restoration actions to combat desertification an integrated assessment: The practice project. *Sécheresse*, 2012, 23(3): 219-226.
- [8] Liu Jiuyan, Yue Tianxiang, Ju Hongbo, et al. Integrated Ecosystem Assessment in Western China. Beijing: China Meteorological Press, 2006. [刘纪远, 岳天祥, 鞠洪波, 等. 中国西部生态系统综合评估. 北京: 气象出版社, 2006.]
- [9] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [10] Wu Dan, Gong Guoli, Shao Quanqin, et al. Ecological effects assessment of Beijing and Tianjin sandstorm source control project. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2016, 30(11): 117-123. [吴丹, 巩国丽, 邵全琴, 等. 京津风沙源治理工程生态效应评估. 干旱区资源与环境, 2016, 30(11): 117-123.]
- [11] Liu Guobin, Shangguan Zhouping, Yao Wenyi, et al. Ecological effects of soil conservation in Loess Plateau. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2017, 32(1): 11-19. [刘国彬, 上官周平, 姚文艺, 等. 黄土高原生态工程的生态成效. 中国科学院院刊, 2017, 32(1): 11-19.]
- [12] Shao Quanqin, Fan Jiangwen, Liu Jiuyan, et al. Assessment on the effects of the first-stage ecological conservation and restoration project in Sanjiangyuan region. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(1): 3-20. [邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 三江源生态保护和建设一期工程生态成效评估. 地理学报, 2016, 71(1): 3-20.]
- [13] Huang Lin, Zhu Ping, Xiao Tong, et al. The sand fixation effects of Three-North Shelter Forest Program in recent 35 years. *Scientia Geographica Sinica*, 2018, 38(4): 600-609. [黄麟, 祝萍, 肖桐, 等. 近35年三北防护林体系建设工程的防风固沙效应. 地理科学, 2018, 38(4): 600-609.]
- [14] Liu Jiuyan, Kuang Wenhui, Zhang Zengxiang, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns and causes of land use changes in China since the late 1980s. *Acta Geographica Sinica*, 2014, 69(1): 3-14. [刘纪远, 匡文慧, 张增祥, 等. 20世纪80年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局. 地理学报, 2014, 69(1): 3-14.]
- [15] Liu Jiuyan, Ning Jia, Kuang Wenhui, et al. Spatio-temporal patterns and characteristics of land-use change in China during 2010-2015. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(5): 789-802. [刘纪远, 宁佳, 匡文慧, 等. 2010—2015年中国土地利用变化的时空格局与新特征. 地理学报, 2018, 73(5): 789-802.]
- [16] Liu Jiuyan, Shao Quanqin, Yu Xiubo, et al. Integrated Monitoring and Assessment of Terrestrial Ecosystems in China. Beijing: Science Press, 2016. [刘纪远, 邵全琴, 于秀波, 等. 中国陆地生态系统综合监测与评估. 北京: 科学出版社, 2016.]
- [17] Fan J W, Zhong H P, Harris W, et al. Carbon storage in the grasslands of China based on field measurements of above- and below-ground biomass. *Climatic Change*, 2008, 86: 375-396.
- [18] Xu Su, Zhang Yongyong, Dou Ming, et al. Spatial distribution of land use change in the Yangtze River Basin and the impact on runoff. *Progress in Geography*, 2017, 36(4): 426-436. [徐苏, 张永勇, 窦明, 等. 长江流域土地利用时空变化特征及其径流效应. 地理科学进展, 2017, 36(4): 426-436.]
- [19] Peng S Z, Ding Y X, Liu W Z, et al. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017. *Earth System Science Data*, 2019, 11: 1931-1946.
- [20] Peng S Z, Ding Y X, Wen Z M, et al. Spatiotemporal change and trend analysis of potential evapotranspiration over the Loess Plateau of China during 2011-2100. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 233: 183-194.
- [21] Zhou Wenzuo, Liu Gaohuan, Pan Jianjun. Soil available water capacity and its empirical and statistical models: With a special reference to black soils in northeast China. *Journal of Arid Land Resources & Environment*, 2003, 17(4): 88-95. [周文佐, 刘高焕, 潘剑君. 土壤有效含水量的经验估算研究: 以东北黑土为例. 干旱区资源与环境, 2003, 17(4): 88-95.]
- [22] Gong Shihan, Xiao Yang, Zheng Hua, et al. Spatial patterns of ecosystem water conservation in China and its impact factors analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(7): 2455-2462. [龚诗涵, 肖洋, 郑华, 等. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. 生态学报, 2017, 37(7): 2455-2462.]
- [23] Chen Dongli, Yu Xinxiao, Liao Banghong. Analysis on the function of conservation water of the Chinese forest ecosystem. *World Forestry Research*, 2005, 18(1): 49-54. [陈东立, 余新晓, 廖邦洪. 中国森林生态系统水源涵养功能分析. 世界林业研究, 2005, 18(1): 49-54.]
- [24] Lu Shaowei, Mao Fuling, Jin Fang, et al. The water resource conservation of forest ecosystem in China. *Research of Soil and Water Conservation*, 2005, 12(4): 223-226. [鲁绍伟, 毛富玲, 靳芳, 等. 中国森林生态系统水源涵养功能. 水土保持研究, 2005, 12(4): 223-226.]

- [25] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Washington DC: U S Department of Agriculture, 1978.
- [26] Shao Quanqin, Fan Jiangwen. Monitoring and Evaluating the Ecological Benefits of the First-stage Ecological Conservation and Restoration Project in Sanjiangyuan Region. Beijing: Science Press, 2018. [邵全琴, 樊江文. 三江源生态保护和建设工程生态效益监测评估. 北京: 科学出版社, 2018.]
- [27] Li Zhiguang, Liu Bingzheng. Calculation on soil erosion amount of main river basin in China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2006, 4(2): 1-6. [李智广, 刘秉正. 我国主要江河流域土壤侵蚀量测算. *中国水土保持科学*, 2006, 4(2): 1-6.]
- [28] Pan Meihui, Wu Yongqiu, Ren Feipeng, et al. Estimating soil erosion in the Dongjiang river basin based on USLE. *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(12): 2154-2164. [潘美慧, 伍永秋, 任斐鹏, 等. 基于 USLE 的东江流域土壤侵蚀量估算. *自然资源学报*, 2010, 25(12): 2154-2164.]
- [29] Yuan Chunming, Lang Nanjun, Wen Shaolong, et al. Soil and water loss and countermeasures in Yunnan province. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2003, 23(2): 60-63. [袁春明, 郎南军, 温绍龙, 等. 云南省水土流失概况及其防治对策. *水土保持通报*, 2003, 23(2): 60-63.]
- [30] Fryrear D F, Bilbro J D, Saleh A, et al. RWEQ: Improved wind erosion technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 183-189.
- [31] Cheng Hong, Zou Xueyong, Zhang Chunlai. A study on the relationship between friction wind velocity and mean wind velocity. *Research of Soil and Water Conservation*, 2007, 14(2): 133-134, 138. [程宏, 邹学勇, 张春来. 摩阻风速与平均风速的转化关系研究. *水土保持研究*, 2007, 14(2): 133-134, 138.]
- [32] Yi Lang, Ren Zhiyuan, Zhang Chong, et al. Vegetation cover, climate and human activities on the Loess Plateau. *Resources Science*, 2014, 36(1): 166-174. [易浪, 任志远, 张翀, 等. 黄土高原植被覆盖变化与气候和人类活动的关系. *资源科学*, 2014, 36(1): 166-174.]
- [33] Zheng Du. Study on Eco-geographical Regional System in China. Beijing: The Commercial Press, 2008. [郑度. 中国生态地理区域系统研究. 北京: 商务印书馆, 2008.]
- [34] Evans J, Geerken R. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environment*, 2004, 57: 535-554.
- [35] Gao Shangyu, Zhang Chunlai, Zou Xueyong, et al. Benefits of Beijing-Tianjin Sand Source Control Engineering. Beijing: Science Press, 2008. [高尚玉, 张春来, 邹学勇, 等. 京津风沙源治理工程效益. 北京: 科学出版社, 2008.]
- [36] Wang Zhuangzhuang, Wang Hao, Feng Xiaoming, et al. Evaluation index system of comprehensive benefits of ecological restoration in key ecologically vulnerable regions. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7356-7366. [王壮壮, 王浩, 冯晓明, 等. 重点脆弱生态区生态恢复综合效益评估指标体系. *生态学报*, 2019, 39(20): 7356-7366.]
- [37] Sun Zexing, Li Wenyi, Liu Jiamin, et al. Evaluation of comprehensive benefit for ecological restoration in Shannxi province. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(7): 2718-2729. [孙泽兴, 李汶怡, 刘嘉敏, 等. 陕西省生态恢复综合效益评估. *生态学报*, 2022, 42(7): 2718-2729.]
- [38] Liu Shengtao, Niu Xiang, Wang Bing, et al. An ecological benefit assessment of the Grain for Green Project in Shaanxi Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(16): 5759-5770. [刘胜涛, 牛香, 王兵, 等. 陕西省退耕还林工程生态效益评估. *生态学报*, 2018, 38(16): 5759-5770.]
- [39] Kang Tingting, Li Zeng, Gao Yanchun. Effectiveness of ecological restoration in the mountain-oasis-desert system of northwestern arid area of China. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7418-7431. [康婷婷, 李增, 高彦春. 西北干旱区山地—绿洲—荒漠系统生态恢复综合效益评估. *生态学报*, 2019, 39(20): 7418-7431.]
- [40] Gu Yong, Chen Fang, Li Kun, et al. Ecological control of land rocky desertification and vegetation recovery in karst region of Yunnan province. *Science & Technology Review*, 2009, 27(5): 75-80. [谷勇, 陈芳, 李昆, 等. 云南岩溶地区石漠化生态治理与植被恢复. *科技导报*, 2009, 27(5): 75-80.]

Assessment of ecological benefits of key national ecological projects in China in 2000-2019 using remote sensing

SHAO Quanqin^{1,2}, LIU Shuchao^{1,2}, NING Jia¹, LIU Guobo^{1,2}, YANG Fan³,
ZHANG Xiongyi^{1,2}, NIU Linan^{1,2}, HUANG Haibo¹, FAN Jiangwen¹, LIU Jiyuan¹

(1. Key Laboratory of Terrestrial Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Economics and Management, Zhejiang Ocean University, Zhoushan 316022, Zhejiang, China)

Abstract: We propose a theoretical framework for assessing the ecological benefits provided by national key ecological projects in China over the past 20 years. A dataset consisting of six primary indicators and nine secondary indicators of ecosystem structure, ecosystem quality, and ecosystem services for the period 2000-2019 was generated using ground survey and remote sensing data. Ecological benefits were quantitatively evaluated following the implementation of national key ecological projects in China. Areas with medium, relatively high, and high degrees of ecological restoration accounted for 24.1%, 11.9%, and 1.7% of the national land area, respectively. Degrees of ecological restoration were higher in areas with a greater number of ecological projects. Areas with relatively high and high degrees of ecological restoration were mainly concentrated in the Loess Plateau, the farming-pastoral zone of northern China, the Northeast China Plain, and an area spanning the border areas of Sichuan, Yunnan, Guizhou, Chongqing, and Hunan. The relative contributions of climatic factors and ecological projects to changes in vegetation net primary productivity were 85.4% and 14.6%, respectively, and the relative contributions of climatic factors and ecological projects to changes in water erosion modulus were 69.5% and 30.5%, respectively. The restoration potential of national vegetation coverage was 20%, and the restoration potential percentages of forest and grassland vegetation coverage were 6.4% and 23%, respectively. Climatic conditions can inhibit ecological restoration. Areas with relatively high and high degrees of ecological restoration were mainly distributed in areas with an annual average temperature greater than 0 °C and annual precipitation greater than 300 mm. Therefore, the limitations associated with climate conditions should be considered during the implementation of national ecological projects. The implementation of single ecological projects or single ecological restoration measures should be avoided, the use of combined measures should be emphasized, and the benefits of ecological investment funds should be maximized.

Keywords: ecological projects; ecosystem; ecological restoration degree; ecological restoration potential