DOI 10.15302/J-SSCAE-2022.05.012

华北地区生态保护与恢复的水资源效应研究

孙思琦[1,2,3]，陈永喆[1,2,3]，王聪[1,2]，胡庆芳[4,5]，吕一河[1,2,3]

（1. 中国科学院生态环境研究中心，北京 100085；2. 城市与区域生态国家重点实验室，北京 100085；
3. 中国科学院大学资源与环境学院，北京 100049；4. 南京水利科学研究院，南京 210029；
5. 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室，南京 210029）

摘要：近年来，华北地区实施了一系列生态保护与恢复工程，植被生态状况发生了显著变化；探究区域植被恢复对水循环过程及水资源供需平衡的影响，对于完善生态恢复策略、实现区域水资源可持续利用十分重要。本文采用皮尔逊相关系数和莫兰指数，结合多源水参量数据进行综合性分析，阐释了植被和不同水参量的时空变化情况，甄别了植被保育与恢复下的水资源变化响应，进而探讨了华北地区水资源与植被恢复的权衡关系。研究结果表明，华北地区的生态保护与恢复工程成效显著，植被净初级生产力的增速约为恢复工程区外的2.3倍；植被的扩张与蒸散量表现出空间与时间上的强相关性；植被恢复引起的蒸散量提高是引起水储量赤字或显著降低的主要原因。为此建议，华北地区可完善生态恢复策略，在植被保育与恢复过程中考虑水资源的限制作用；以自然恢复方式为主，促进生态恢复的可持续性、水资源的可利用性。

关键词：华北地区；生态恢复工程；蒸散发；水储量；植被净初级生产力；自然恢复

中图分类号：P942　　**文献标识码：**A

Water Resource Effectiveness of Vegetation Conservation and Restoration in North China

Sun Siqi[1,2,3], Chen Yongzhe[1,2,3], Wang Cong[1,2], Hu Qingfang[4,5], Lyu Yihe[1,2,3]

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Beijing 100085, China; 3. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China; 5. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Nanjing 210029, China)

Abstract: In recent years, a series of ecological protection and restoration projects has been implemented in North China, and the vegetation conditions have changed significantly. Exploring the impact of regional vegetation restoration on the water circulation process and the balance of water supply and demand is important for improving ecological restoration strategies and realizing the sustainable utilization of regional water resources. This study conducted a comprehensive analysis using the Pearson correlation coefficient and Moran's I index and based on multi-source water covariate data. The spatial and temporal variation of vegetation and different water covariates is analyzed, the water resource effects of vegetation conservation and restoration are identified, and the tradeoff between water resources and vegetation restoration is discussed. The results show that the effects of ecological protection and restoration projects are remarkable, with the net primary productivity increasing at a rate of approximately 2.3 times faster than that outside the project area; the vegetation expansion and evapotranspiration show strong spatial and temporal correlations; and the

收稿日期：2022-07-28；**修回日期：**2022-09-05

通讯作者：吕一河，中国科学院生态环境研究中心研究员，研究方向为景观生态学；E-mail: lyh@rcees.ac.cn

资助项目：中国工程院咨询项目“水平衡与国土空间协调发展战略研究（一期）”(2020-ZD-20)

本刊网址：www.engineering.org.cn/ch/journal/sscae

increase in evapotranspiration owing to vegetation restoration is the main reason for the deficit or significant reduction in water storage. Therefore, it is necessary to improve the implementation strategy of ecological restoration while considering the restriction of water resources on vegetation conservation and restoration, strengthen the dominant position of the ecosystem's own resilience, and promote the sustainability of vegetation restoration and the sustainable use of regional water resources.
Keywords: North China; ecological restoration projects; evapotranspiration; water storage; net primary productivity; atural restoration

一、前言

植被保护与恢复旨在通过适当措施来维持植被的合理结构、功能和动态过程，使生态系统在健康、稳定、可持续状态下为人类提供重要的生态产品和服务 [1,2]。数十年来，我国开展的多个大规模的植被生态保护与修复工程 [3]，在提高植被覆盖度、改善景观结构和土地利用格局的同时，形成了维持生态系统碳固定、土壤保持、洪水调蓄等重要的服务功能。有关生态保护与恢复的研究，从政策、策略引申到技术与方法 [4]，更多地关注了生态保护与恢复过程的生态效应 [5]以及对生态系统恢复力、脆弱性、稳定性等生态系统特性的影响 [6~8]。在以新型城镇化为标志的经济社会高速发展过程中，水资源短缺成为制约自然–社会生态系统可持续发展的重要因素 [9]，在干旱、半干旱区实施生态工程建设对水资源的影响效应备受关注。华北地区位于半湿润半干旱地区，城镇化率较高，又是农业主产区，居民生活和农田灌溉的水资源需求量大，因而地下水超采严重、水资源相对短缺 [10]。

水资源效应研究有助于评价水资源有限区域的生态保护与恢复策略的成本及成效，利用评价结果指导植被保育与恢复过程中的水资源配置，从而制定适应当地水资源条件的植被保育与恢复策略，促进植被恢复的可持续管理并保障社会用水需求。目前，针对华北地区生态保护与恢复影响而开展的植被变化及其水资源效应的整体性、综合性评估研究较少。以华北地区的子区域为对象，研究了植被参量与水分量之间的关系，获得了地表径流随植被覆盖度的增加而减少 [11]、植被生产力对蒸散发具有显著影响等结论 [12]。针对全国及其他区域的研究表明，植被的扩张主要以引起冠层蒸腾方式来影响大气与土壤之间的物质循环及能量流动 [13~15]，导致了径流减少，也使生态系统与人类之间的用水需求发生潜在冲突 [16]。相比植树造林，自然恢复的保护措施所需耗水量较少 [17,18]，可计算人工林的水分承载力阈值来协调植被恢复面积与水资源供给之间的权衡关系 [19]。综合来看，植被恢复过程需全面考虑水文循环变化条件下的水资源效应问题，应权衡植被恢复与水资源可持续利用需求。

本文结合多源水参量数据，定量研究华北地区生态保护与恢复区的水资源和植被参量变化之间的关系，以量化植被保育与恢复措施对水资源的影响程度；考虑华北地区水土资源条件和植被保育与恢复需求，提出适应水土资源条件的植被保育与恢复策略，以期为区域生态文明建设、经济社会高质量发展提供基础参考。

二、研究方法与数据来源

（一）研究区概况

以华北地区（包括北京市、天津市、河北省、河南省、山西省、山东省）的5类生态保护和恢复工程区域作为对象研究，分别是自然保护区（NA）、天然林保护工程（NFPP）、京津风沙源（BTSSCP）、三北防护林（TNSFP）、退耕还林工程（GFG）。这5类工程的总面积为3.49×10^5 km^2，约占华北地区总面积的50.4%，集中分布在河北北部、山西大部、河南西南部；关于面积占比，GFG为36.8%，TNSFP为22.8%，NFPP为17.37%，BTSSCP为15.67%，NA为4.74%。研究区域的地势北高南低，平均海拔为882.8 m，包含太行山山脉、部分黄土高原；年均降水量约为638.9 mm，涉及海河流域、淮河流域、黄河流域下游。

研究区域具有多样的植被类型，包括三大植被带：临接内蒙古高原的冀北高原和冀北山地的温带草原地带，位于华北平原、西部太行山脉东麓及秦岭东延山地的暖温带落叶阔叶林地带，南部豫西、豫南山地区域的北亚热带常绿落叶阔叶混交林地带 [20]；受温带季风气候影响显著，属于半湿润半干旱地区，夏季高温多雨，冬季寒冷干燥，秋冬季较短，光照充足，适宜植被生长。此外，区域人口众多、经济发展迅速，强烈的人类活动干扰导致生态环境较为脆弱。

（二）研究方法及数据来源

首先应用水量平衡公式表达各水分量之间的关系（水盈余量=降水量−径流量−蒸散发量），反映无人类用水情况下陆地水储量的变化 [21]；其次利用线性拟合方式，计算近20年来植被参量、各水分量的年际变化趋势及速率，通过P值判断变化是否显著（P<0.05 视为显著变化）；最后通过皮尔逊相关系数和莫兰指数，量化植被参量与各水分量变化之间的时间 / 空间相关性 [22]。具体计算过程如图1所示。

选取降水量、径流量、蒸散发的多种数据产品，将空间分辨率统一为0.1°、时间分辨率统一为月尺度，以各数据产品的平均值作为最终的气候因子空间分布数据 [23,24]，将 12 个月份值相加作为年尺度数值。植被参量为可表征植被生长状况的叶面积指数（LAI）、可代表植被生物量的净初级生产力（NPP），LAI每个像元的年最大值作为当年的LAI值。生态保护与恢复工程区域包括NA、NFPP、BTDSS、TNSFP、GFG，边界数据来源详见表1。

三、研究结果

（一）生态保育与恢复下的植被参量变化

计算得到了 2002—2018 年华北地区 NPP、LAI 的变化情况，可从生态系统功能和结构两方面揭示中长期植被恢复的效果及变化特征。NPP、LAI均表现为显著增加的趋势（P<0.05），增加速率分别为 7.63 kg·C/(m^2·a^{-2})、0.04 /a^2，年均值分别由433.8 kg·C/(m^2·a^{-2})、1.9 /a^{2}增加至557.2 kg·C/(m^2·a^{-2})、2.61 /a^2（见图2）。从空间计算结果看，过去20年各省份的NPP、LAI均有增长，平均幅度分别为17.83%、27.55%；北京市的NPP、山西省的LAI增幅最高。在生态保护和恢复工程内，NPP显著增加的面积比例为48.6%，LAI显著增加的面积比例为73%；NPP显著降低的面积比例为1.9%，LAI显著降低的面积比例为1.5%。整体上，华北地区的植被保护和恢复工程效果显著，山西省和北京市尤为突出。对比工程区内外的LAI、NPP变化趋势及速率，可呈现生态保护与恢复工程对植被的保护成效：工程区内的NPP、LAI增加速率分别为7.63 kg·C/(m^2·a^{-2})、0.04 /a^2，工程区外的NPP、LAI增加速率分别为3.32 kg·C/(m^2·a^{-2})、0.02 /a^2；工程区内两类植被参量的变化速度均高于工程区外，其中工程区内的NPP增度约为工程区外的2.3倍。

（二）生态保育与恢复下的水参量变化

由图3可见，生态保护与恢复区的降水量、径流都呈不显著的增加趋势，年均降水量约为583.7 mm，

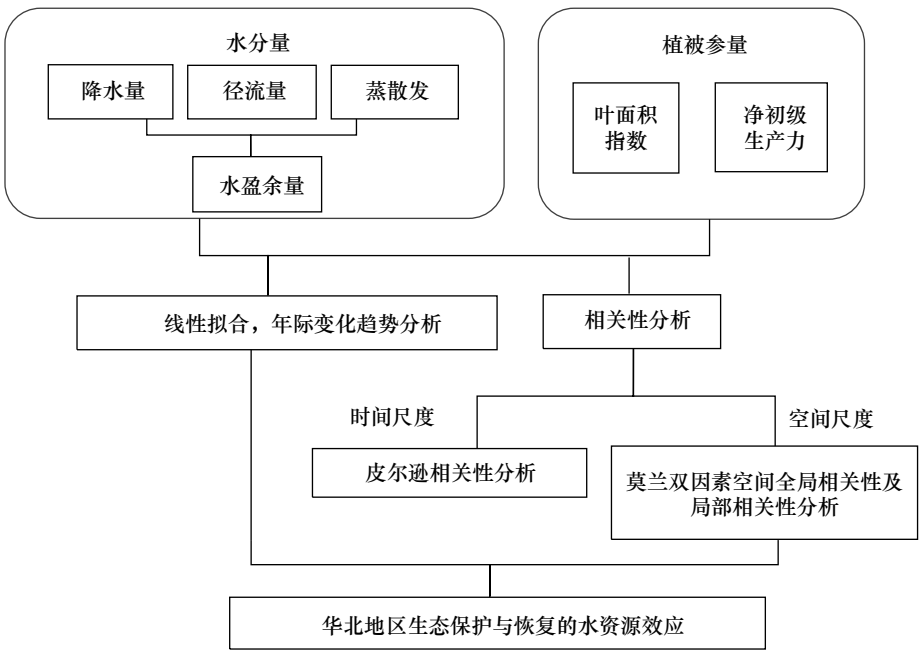
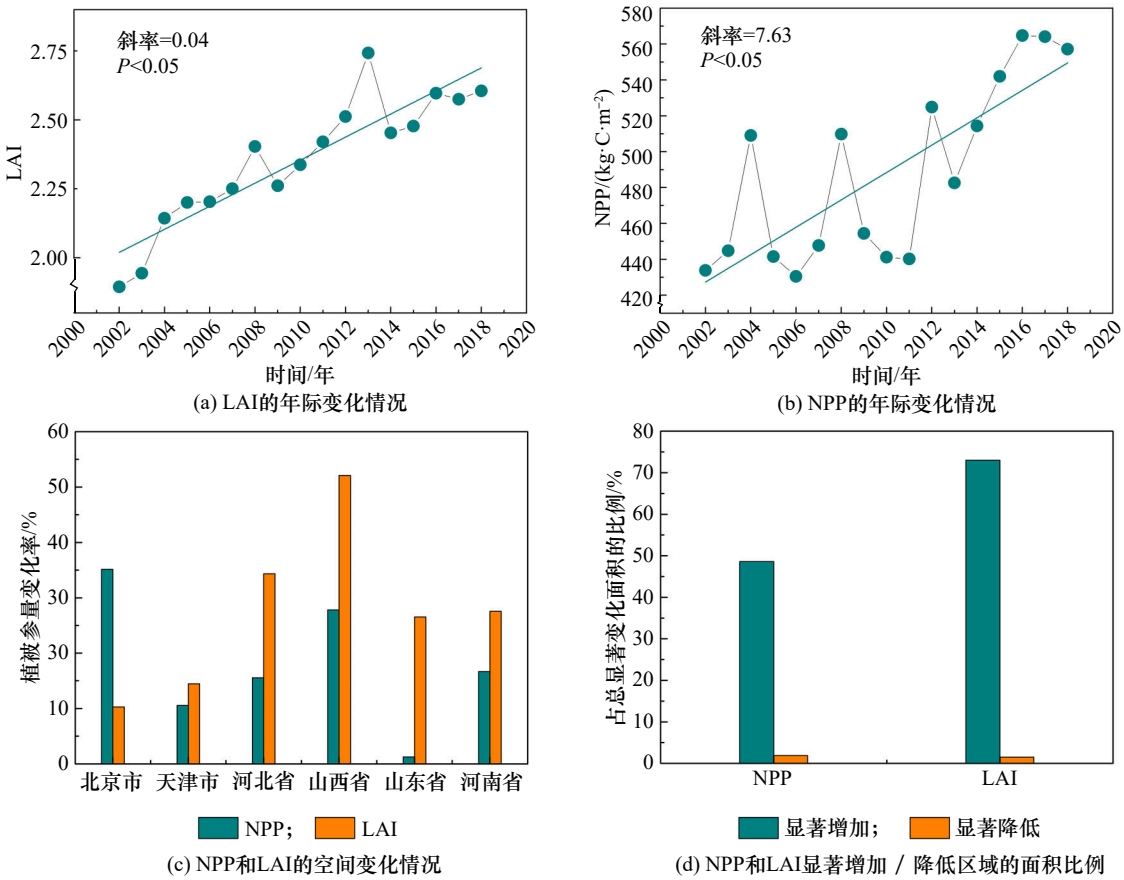


图1　研究采用的技术路线图

表1　研究数据信息及来源

数据类别	数据集	空间分辨率	时间分辨率	数据来源
降水量	融合站点信息和遥感数据的中国气象驱动要素数据集（CMFD）[25]	0.1°	月	https: //data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/8028b944-daaa-4511-8769-965612652c49/
	全球降水观测计划（GPM）卫星遥感降水数据 [26]	0.1°	月	https: //gpm.nasa.gov/
	中国气象局气象站点ANUSPLIN3插值数据 [27]	0.1°	月	https: //data.cma.cn/
径流量	TerraClimate 数据集（TEC）[28]	0.1°	月	https: //climate.northwestknowledge.net/TERRACLIMATE/
	全球陆地数据同化系统（GLDAS）v2.1 [29]	0.25°	3 h	https: //disc.gsfc.nasa.gov/datasets/GLDAS_NOAH025_3H_2.1/summary
	饥荒预警系统网络、陆面数据同化系统 [30]	0.1°	月	http: //disc.sci.gsfc.nasa.gov/uui/datasets?keywords=FLDAS
蒸散发	中国实际蒸散发数据 [31]	1 km	10 d	https: //doi.org/10.6084/m9.figshare.12278684.v3
	MODIS16A3GF v006 gap-filled [32]	500 m	年	https: //lpdaac.usgs.gov/products/mod16a3gfv006/
	全球陆地蒸发阿姆斯特丹模型 [33]	0.25°	月	https: //www.gleam.eu/
LAI	欧洲航天局GEOV2 LAI	1/112°	10 d	https: //land.copernicus.eu/global/products/lai
NPP	文献数据 [34]	0.05°	年	https: //www.pangaea.de/
生态恢复	NA边界	—	—	https: //www.resdc.cn/
工程边界	NFPP、BTSSCP、TNSFP、GFG边界 [34]	—	—	https: //www.pangaea.de/



(a) LAI的年际变化情况　(b) NPP的年际变化情况

(c) NPP和LAI的空间变化情况　(d) NPP和LAI显著增加 / 降低区域的面积比例

图2　华北地区NPP和LAI的变化趋势（2002—2018年）

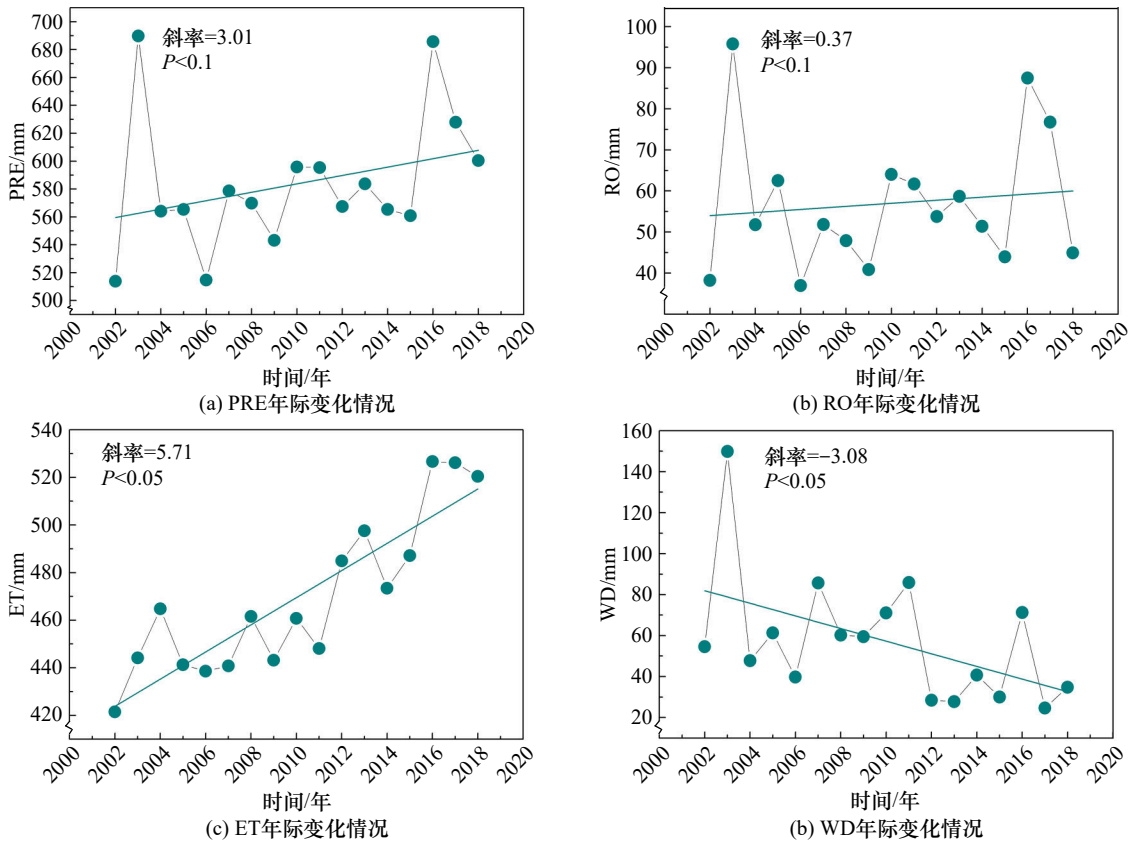


图3 华北生态保护与恢复区的水参量变化趋势（2002—2018年）

注：PRE表示降水量；RO表示径流量；ET表示蒸散发；WD表示水盈余量。

均在2003年达到峰值；蒸散发显著增加（5.71 mm/a^2，P<0.05），水分盈余量显著下降（−3.08 mm/a^2，P<0.05）。按照水量平衡方程分析，蒸散发的大幅度增加是引起水分盈余量下降的主要原因。

由图4可见，蒸散发在华北地区各省份表现出显著增加的趋势（P<0.05），同时水储量均表现出下降趋势；降水和径流的变化表现出空间异质性，如北京市的降水量显著增加（8.64 mm/a）使得蒸散发快速增加（7.07 mm/a）情况下的水储量缓慢下降（1.85 mm/a），山西省降水量的下降（−5.1 mm/a）使得蒸散发缓慢增加情况下（3.48 mm/a）的水储量快速降低（5.94 mm/a）。因此，降水量、蒸散发共同决定了水储量的变化趋势，但整体来看降水量变化不显著，而蒸散发在过去20年中起到主要作用。

（三）植被与水分量变化的相关性分析

自然生态系统的植被生产和结构影响了水分循环与再分配。由皮尔逊相关系数得出，ET与LAI、NPP呈显著正相关，年际变化趋势均为显著增加；WD与LAI、NPP呈显著负相关，年际变化趋势为显著下降（见图5和图6）。

将4种参量空间变化趋势进行双因素莫兰指数分析发现，LAI、NPP与ET的显著关系中以“高–高”“低–低”为主，分别占有显著性关系区域的76.1%、72.7%；与WD的显著关系中以“低–高”“高–低”为主，分别占有显著性关系区域的74.9%、69.4%（见图7）。这就在空间上验证了LAI、NPP与ET的正相关，与WD的负相关关系。整体而言，在生态保护与恢复区内，自然生态系统蒸散发的迅速增加一方面与气候有关，但更重要的影响来自植被恢复；这是山西中部、河北北部水分盈余量加速下降的主要原因。

四、进一步的讨论

人类活动是植被恢复最主要的影响因素[35]。过去20年，华北地区生态保护和恢复工程成效显

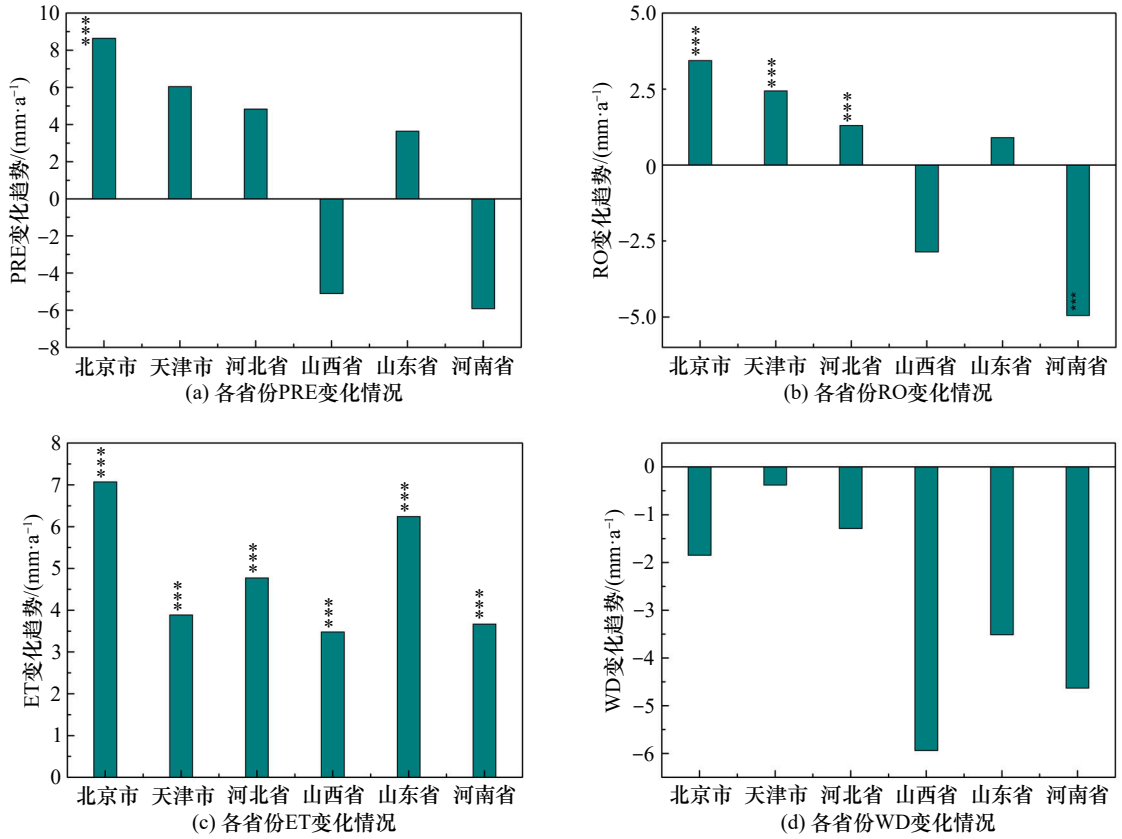


图4　华北地区各省份的水参量变化趋势（2002—2018年）

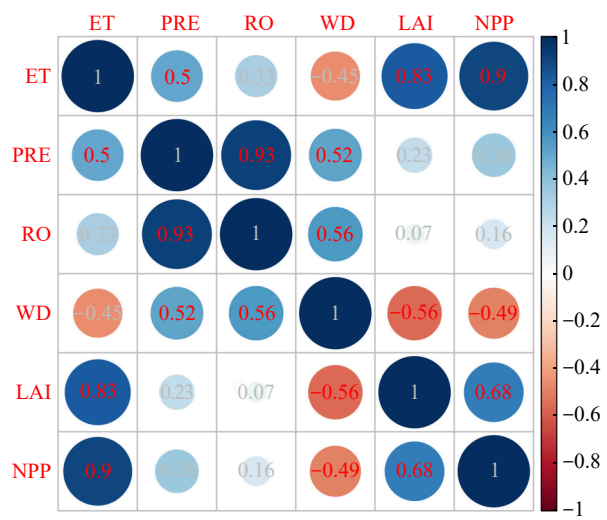


图5　植被参量与水分量相关性分析

著，植被叶面积指数、NPP均有显著提升；区域内的蒸散发表现出显著增加趋势，在降水、径流变化不显著的情况下，水盈余量逐渐降低。然而，各水分量变化趋势表现出了空间异质性，如北京市在蒸散发增长迅速、降水量同时增加的情况下水储量下降缓慢，山西省因降水量下降而使水储量加速降低。这样的空间分异特征体现了不同区域的资源禀赋差异，也与植被恢复程度有着直接关联[12]。为了进一步验证植被变化对水参量的影响，对比了两个典型流域（沁丹河、伊洛河）的实测径流值在实施植被恢复工程前后的变化情况：2000年实施植被恢复工程前的径流系数高于实施后（见图8），说明植被的大面积恢复使自然生态系统以蒸散发的形式消耗水分（即生态需水量增加），同时植被拦截作用分散了一部分降水，使径流表现为减少趋势，最终导致水盈余量降低。植物生长与耗水量之间总是存在一个权衡关系[36]，在半干旱、干旱地区尤为明显；增加植被覆盖在许多方面有利于当地的生态系统[37,38]，如控制土壤侵蚀[39]、增强碳固持能力，但经由蒸腾作用消耗了更多的水分。因此，对于将水分作为限制资源的地区，因缺乏宽裕的可利用水资源，过度的植被恢复可能会威胁生态系统的可持续性[40]；在植被恢复过程中需要综合考虑植被生态需水量对产流的限制，设置植被恢复阈值，平衡人地用水需求，才能实现植被恢复过程中生态

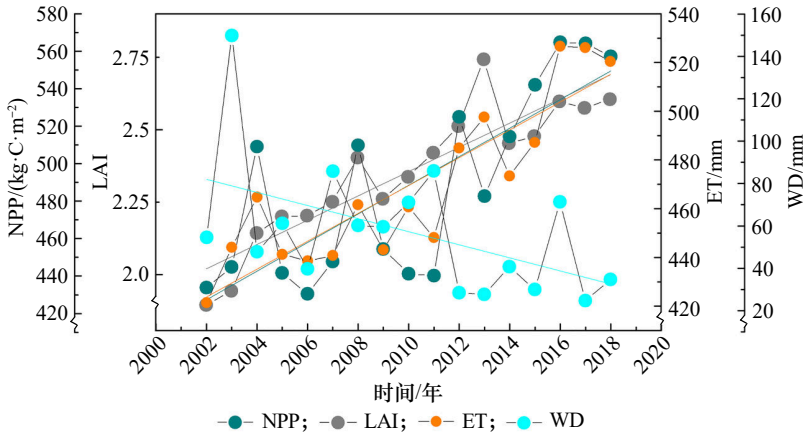


图6　植被参量与ET和WD的年际变化趋势

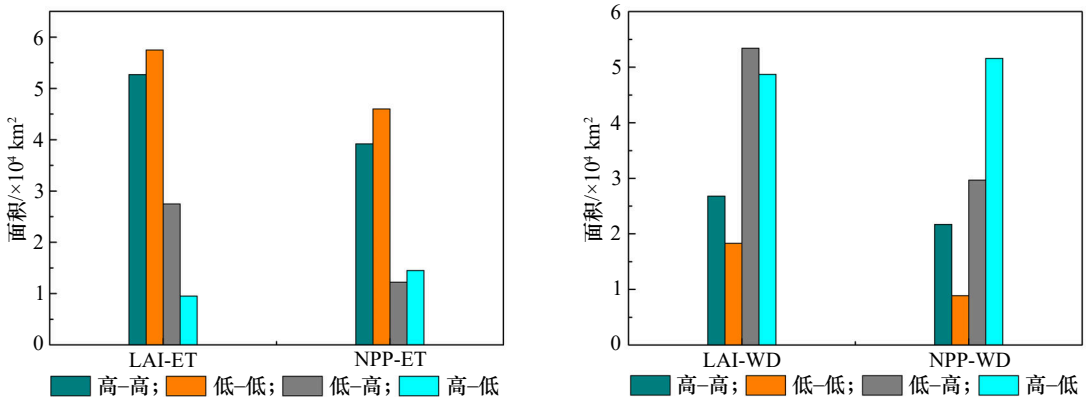


图7　植被参量与ET和WD的双因素莫兰指数分析

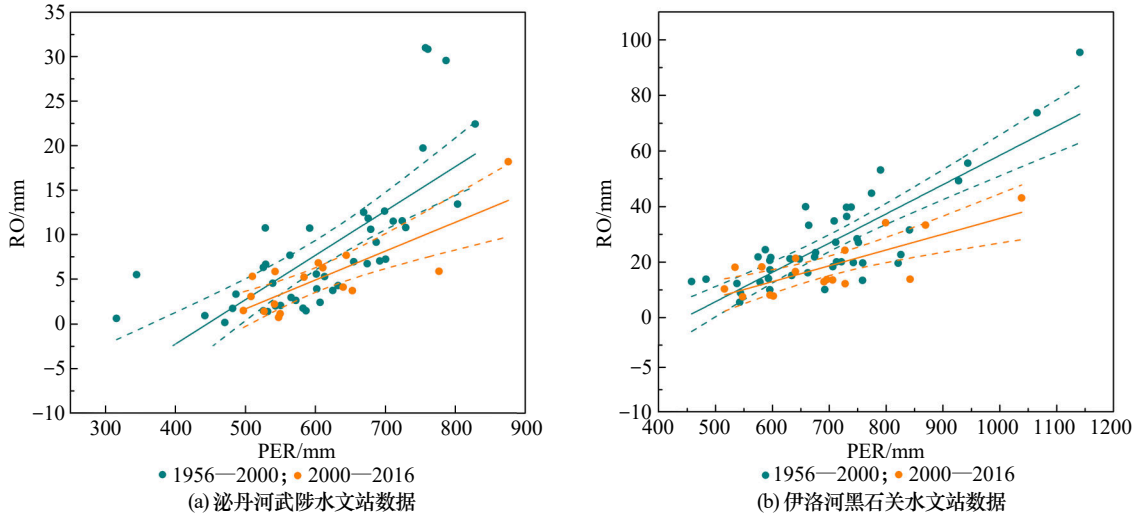


图8　两个典型流域水文站实测径流与降水量变化关系

系统和社会系统水资源的优化配置及可持续利用。

不同地区的资源禀赋存在差异性，相应的植被恢复需要因地制宜，考虑生态恢复在水资源限制条件下的可持续性；应设定适宜的管理及保护恢复措施，帮助生态系统逐渐演替为最佳状态 [41]，而不是在所有地区采用统一标准。这一结论在世界各地生

态恢复方面具有普遍适用性 [42]。对于水资源受限的区域，应以封育措施为主，避免大面积人工林栽种，转而以自然恢复作为主要的生态恢复方式，减少人为干扰，尊重自然生态系统的演替规律 [43,44]。对于不宜耕作的土地，应稳步有序开展退耕还林还草，处理好生态保持和林草经营的关系；可重视退耕还草，因为自然草地有利于水土流失控制，相比于林地具有较少的蒸散发量和耗水量 [45]，是干旱、半干旱区重要的生态恢复措施。通过连续栽植耗水低的草种，可以改善土壤性质，最终与长期水分的有效度相匹配 [46]。对于具有明确边界的自然保护区，应严格遵守保护区管理制度，科学推进重点区域的植被恢复，限制人类活动（包括不适宜的人工造林）[47]。对于本底生态环境较差、需要采取人工方式进行生态恢复的地区，应充分考虑居民生活用水、农业灌溉用水等需求，计算可承载的NPP阈值 [19]，以平衡不同系统需水量为前提，合理配置人工植被的组成、密度、空间分布格局等 [48]；以水定绿、量水而行，优化林草植被配置（宜林则林、宜草则草、宜荒则荒），加强分区分类管理，减少水资源的过度消耗。

另外，华北地区各类生态保护与修复工程存在空间叠加分布的现象，使得部分地区出现了生态修复管理边界不明确、管理范围重叠等问题。需要统筹并整合各类生态保护与修复工程的实施策略和边界，避免多种工程措施的同步实施给土地带来的多重压力，消除土地水分的植被超载状态。适时开展水资源植被承载力的状态分析和热点区域划分，根据不同区域水资源状况调整当地的生态保育和恢复工程；在小于植被承载力的区域，根据当地政策实施退耕还林还草等生态修复工程；在接近植被承载力的区域，以自然封育为主，避免人为干扰；在超出植被承载力的区域，进行必要的疏林措施，降低水土资源压力。

五、结语

本文利用华北地区的降水、蒸散发、径流多源等水参量数据以及NPP、LAI等植被参量数据，基于皮尔逊相关系数和莫兰指数完成了综合性分析，剖析了植被保育与恢复的水资源效应。研究发现，华北地区的生态保护与恢复工程成效显著，NPP增速约是工程区外的2.3倍；植被的扩张与蒸散量表现出空间和时间上的强相关性；植被恢复引起的蒸散量提高成为导致水储量赤字或显著降低的主要原因；自然生态系统的自身恢复力较为重要，在干旱、半干旱区以封育和自然恢复为主，避免过度人工造林。相关内容为深入认识我国干旱、半干旱、半湿润区的生态保护与恢复的水资源效应提供了定量依据。

着眼研究领域的未来拓展，可以量化水资源限制条件下植被恢复的生产力和生物量阈值为主，结合气候变化预测及“林灌草”恢复模式研究，设定多类生态保护与恢复情景，计算不同策略下的水资源消耗和植被保护效率，进而基于权衡分析选择情景优化的生态工程实施策略；根据不同地区的本底自然条件和水资源状况，分区分类优化空间配置，因地制宜完善生态工程空间战略布局。

参考文献

[1] Wang F, Pan X B, Gerlein-Safdi C, et al. Vegetation restoration in Northern China: A contrasted picture [J]. Land Degradation & Development, 2020, 31(6): 669–676.

[2] 任海, 陆宏芳, 李意德, 等. 植被生态系统恢复及其在华南的研究进展 [J]. 热带亚热带植物学报, 2019, 27(5): 469–480.
Ren H, Lu H F, Li Y D, et al. Vegetation restoration and its research advancement in Southern China [J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2019, 27(5): 469–480.

[3] Liu J G, Li S X, Ouyang Z Y, et al. Ecological and socioeconomic effects of China’s policies for ecosystem services [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(28): 9477–9482.

[4] Zhao Q, Yang L, Wang X, et al. Effects of two typical revegetation methods on soil moisture in the semi-arid Loess Plateau, China [J]. Hydrology Research, 2019, 50(5): 1453–1462.

[5] 胡婵娟, 郭雷. 植被恢复的生态效应研究进展 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(9): 1640–1646.
Hu C J, Guo L. Advances in the research of ecological effests of vegetation restoration [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(9): 1640–1646.

[6] Feng S Y, Liu X, Zhao W W, et al. Key areas of ecological restoration in Inner Mongolia based on ecosystem vulnerability and ecosystem service [J]. Remote Sensing, 2022, 14(12): 1–15.

[7] Wang H, Zhao W W, Li C J, et al. Vegetation greening partly offsets the water erosion risk in China from 1999 to 2018 [J]. Geoderma, 2021, 401: 1–10.

[8] Wen X, Deng X Z, Zhang F. Scale effects of vegetation restoration on soil and water conservation in a semi-arid region in China: Resources conservation and sustainable for management [J]. Resources Conservation and Recycling, 2019, 151: 1–15.

[9] Li W F, Hai X, Han L J, et al. Does urbanization intensify regional water scarcity? Evidence and implications from a megaregion of

China [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 244: 1–10.

[10] 陈飞, 丁跃元, 李原园, 等. 华北地区地下水超采治理实践与思考 [J]. 南水北调与水利科技, 2020, 18(2): 191–198.
Chen F, Ding Y Y, Li Y Y, et al. Practice and consideration of groundwater overexploitation in North China Plain [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2020, 18(2): 191–198.

[11] 朱泰峰. 华北山区土地利用/覆被变化及其水资源效应——以北京市门头沟区为例 [D]. 北京: 中国农业大学(博士学位论文), 2014.
Zhu T F. Land use/cover change and their impact on water resource in North China Mountain Region: A case in Mengtougou District, Beijig [D]. Beijing: China Agricultural University(Doctoral dissertation), 2014.

[12] 王林娜, 韩淑敏, 李会龙, 等. 华北平原蒸散发变化及对植被生产力的响应 [J]. 中国生态农业学报, 2022, 30(5): 735–746.
Wang L N, Han S M, Li H L, et al. Variation of evapotranspiration and its response to vegetation productivity in the North China Plain [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30(5): 735–746.

[13] Skerlep M, Steiner E, Axelsson A L, et al. Afforestation driving long-term surface water browning [J]. Global Change Biology, 2020, 26(3): 1390–1399.

[14] Li Y, Piao S L, Li L Z X, et al. Divergent hydrological response to large-scale afforestation and vegetation greening in China [J]. Science Advances, 2018, 4(5): 1–15.

[15] Bonnesoeur V, Locatelli B, Guariguata M R, et al. Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review [J]. Forest Ecology and Management, 2019, 433: 569–584.

[16] Menz M H M, Dixon K W, Hobbs R J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration [J]. Science, 2013, 339(6119): 526–527.

[17] Zastrow M. China's tree-planting could falter in a warming world [J]. Nature, 2019, 573(7775): 474–475.

[18] Xiao Y, Xiao Q. The ecological consequences of the large quantities of trees planted in Northwest China by the Government of China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(32): 33043–33053.

[19] Feng X M, Fu B J, Piao S L, et al. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits [J]. Nature Climate Change, 2016, 6(11): 1019–1022.

[20] 赵舒怡, 宫兆宁, 刘旭颖. 2001—2013年华北地区植被覆盖度与干旱条件的相关分析 [J]. 地理学报, 2015, 70(5): 717–729.
Zhao S Y, Gong Z N, Liu X Y. Correlation analysis between vegetation coverage and climate drought conditions in North China during 2001—2013 [J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(5): 717–729.

[21] 严伟卿, 刘冀, 赵心睿, 等. 基于Budyko假设的金溪流域径流变化归因分析 [EB/OL]. (2022-08-17)[2022-09-02]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STBY20220815000&v=MzE0NTZUM2ZscVdNMENMTDdSN3FkWmVabUZDamxWN3ZQSlZZPU5qbkpkN0c0SE5QTXA0NUFaT3NQWXc5TXptUm42ajU3.
Yan W Q, Liu J, Zhao X R, et al. Attribution of runoff variation in Jinxi Basin based on Budyko hypothesis [EB/OL]. (2022-08-17)[2022-09-02]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STBY20220815000&v=MzE0NTZUM2ZscVdNMENMTDdSN3FkWmVabUZDamxWN3ZQSlZZPU5qbkpkN0c0SE5QTXA0NUFaT3NQWXc5TXptUm42ajU3.

[22] 茹少峰, 马茹慧. 黄河流域生态环境脆弱性评价、空间分析及预测 [J]. 自然资源学报, 2022, 37(7): 1722–1734.
Ru S F, Ma R H. Evaluation, spatial analysis and prediction of ecological environment vulnerability of Yellow River Basin [J]. Journal of Natural Resources, 2022, 37(7): 1722–1734.

[23] Stahl K, Tallaksen L M, Hannaford J, et al. Filling the white space on maps of European runoff trends: Estimates from a multi-model ensemble [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2012, 16(7): 2035–2047.

[24] Beck H E, Van Dijk A I J M, Levizzani V, et al. MSWEP: 3-hourly 0.25 degrees global gridded precipitation (1979—2015) by merging gauge, satellite, and reanalysis data [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2017, 21(1): 589–615.

[25] He J, Yang K, Tang W J, et al. The first high-resolution meteorological forcing dataset for land process studies over China [J]. Scientific Data, 2020, 7: 1–10.

[26] Huffman G, Bolvin D T, Nelkin E J, et al. Integrated multi-satellitE retrievals for GPM (IMERG) technical documentation [EB/OL]. (2020-10-06)[2022-05-15]. https://docserver.gesdisc.eosdis.nasa.gov/public/project/GPM/IMERG_doc.06.pdf.

[27] Hijmans R J, Cameron S E, Parra J L, et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas [J]. International Journal of Climatology, 2005, 25(15): 1965–1978.

[28] Abatzoglou J T, Dobrowski S Z, Parks S A, et al. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958—2015 [J]. Scientific Data, 2018, 5: 1–10.

[29] Rodell M, Houser P R, Jambor U, et al. The global land data assimilation system [J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2004, 85(3): 381–394.

[30] Mcnally A, Arsenault K, Kumar S, et al. A land data assimilation system for sub-Saharan Africa food and water security applications [J]. Scientific Data, 2017, 4: 1–10.

[31] Yin L C, Tao F L, Chen Y, et al. Improving terrestrial evapotranspiration estimation across China during 2000—2018 with machine learning methods [J]. Journal of Hydrology, 2021, 600: 1–12.

[32] Running S, Mu Q, Zhao M, et al. MOD16A3GF MODIS/Terra net evapotranspiration gap-filled yearly L4 global 500 m SIN grid v006 [EB/OL] (2010-02-18)[2022-05-15]. https://search.earthdata.nasa.gov/search?q=C1631982992-LPDAAC_ECS.

[33] Miralles D G, Holmes T R H, De Jeu R A M, et al. Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2011, 15(2): 453–469.

[34] Chen Y Z, Feng X M, Tian H Q, et al. Accelerated increase in vegetation carbon sequestration in China after 2010: A turning point resulting from climate and human interaction [J]. Global Change Biology, 2021, 27(22): 5848–5864.

[35] Yu L, Wu Z T, Du Z Q, et al. Insights on the roles of climate and human activities to vegetation degradation and restoration in Beijing–Tianjin sandstorm source region [J]. Ecological Engineer-

ing, 2021, 159: 1–12.

[36] Jackson R B, Jobbagy E G, Avissar R, et al. Trading water for carbon with biological sequestration [J]. Science, 2005, 310(5756): 1944–1947.

[37] Bosch J M, Hewlett J D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration [J]. Journal of Hydrology, 1982, 55(1–4): 3–23.

[38] Fang J Y, Guo Z D, Piao S L, et al. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981—2000 [J]. Science in China Series D: Earth Sciences, 2007, 50(9): 1341–1350.

[39] Wang S, Fu B J, Piao S L, et al. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes [J]. Nature Geoscience, 2016, 9(1): 38–41.

[40] Farley K A, Jobbagy E G, Jackson R B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy [J]. Global Change Biology, 2005, 11(10): 1565–1576.

[41] 周可新. 生态文明视域下自然生态系统的科学保护 [J]. 中国生态文明, 2019 (2): 31–33.
Zhou K X. Scientific conservation of natural ecosystems in the perspective of ecological civilization [J]. China Ecological Civilization, 2019 (2): 31–33.

[42] Zhang D J, Ge W Y, Zhang Y. Evaluating the vegetation restoration sustainability of ecological projects: A case study of Wuqi County in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 264: 1–12.

[43] Wang J, Zhao W W, Zhang X, et al. Effects of reforestation on plant species diversity on the Loess Plateau of China: A case study in Danangou catchment [J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 979–989.

[44] Crouzeilles R, Ferreira M S, Chazdon R L, et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests [J]. Science Advances, 2017, 3(11): 1–12.

[45] Shao R, Zhang B Q, Su T X, et al. Estimating the increase in regional evaporative water consumption as a result of vegetation restoration over the Loess Plateau, China [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2019, 124(22): 11783–11802.

[46] Mcvicar T R, Van Niel T G, Li L T, et al. Parsimoniously modelling perennial vegetation suitability and identifying priority areas to support China's re-vegetation program in the Loess Plateau: Matching model complexity to data availability [J]. Forest Ecology and Management, 2010, 259(7): 1277–1290.

[47] 徐雪. 基于LAI/NPP的全球保护区植被保护效度分析 [D]. 贵阳: 贵州师范大学(硕士学位论文), 2022.
Xu X. Evaluation of the effectiveness of global protected area vegetation conservation based on LAI/NPP [D]. Guiyang: Guizhou Normal University(Master's thesis), 2022.

[48] 周国逸, 夏军, 周平, 等. 不恰当的植被恢复导致水资源减少 [J]. 中国科学: 地球科学, 2021, 51(2): 175–182.
Zhou G Y, Xia J, Zhou P, et al. Not vegetation itself but misrevegetation reduces water resources [J]. Scientia Sinica Terrae, 2021, 51(2): 175–182.