DOI: 10.5846/stxb201908311809

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): - . . Kang T T, Li Z, Gao Y C.Effectiveness of Ecological Restoration in the Mountain-Oasis-Desert System of Northwestern Arid Area of China.Acta Ecological Sinica,2019,39(20): - .

西北干旱区山地-绿洲-荒漠系统生态恢复综合效益 评估

康婷婷^{1,2},李 增³,高彦春^{1,*}

1 中国科学院地理科学与资源研究所陆地水循环及地表过程重点实验室,北京 100101
 2 中国科学院大学,北京 100049
 3 广州地理所,广州 510070

摘要:西北干旱区目前已实施众多生态恢复举措试图修复和重建受损的生态系统,截至目前恢复效果如何我们不得而知,但生态恢复效益评估却能够检测其结果,并为未来的生态工程提供参考意义。在前人研究的基础上,以地面观测的气象资料、土壤调查数据、多源遥感数据和陆面模型模拟数据作为输入,对基于像元二分法的植被覆盖度估算方法、修正的风力土壤侵蚀模型、修正的通用土壤流失方程和基于光能利用率的净初级生产力模型中的参数进行本地化,更为准确的估算西北干旱区生态恢复效益评价体系中的关键指标,并集成生态恢复效益指标,评估了 1990—2015 年西北干旱区 14 个山地-绿洲-荒漠子系统的生态 恢复效益。研究发现:(1)山地-绿洲-荒漠子系统的生态系统结构、生态系统质量和生态系统功能时空变异明显:全区山地系统的生态系统结构有所改善,北疆和伊犁地区的山地-绿洲-荒漠子系统生态系统质量上升,荒漠生态系统的生态系统功能下降; (2)1990—2015 年西北干旱区的荒漠子系统生态恢复效益在下降,而绿洲和山地的生态恢复效益在上升。基于多指标的生态 恢复效益定量评估有助于客观认识西北干旱区的生态恢复现状和动态,评估结果可为未来生态工程提供具体的空间位置,也为我国其他生态脆弱区的生态恢复效益评价提供参考。

关键词:结构;质量;功能;生态恢复效益;山地-绿洲-荒漠

Effectiveness of Ecological Restoration in the Mountain-Oasis-Desert System of Northwestern Arid Area of China

KANG Tingting^{1,2}, LI Zeng³, GAO Yanchun^{1,*}

- 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China
- 3 Guangzhou Institute of Geography, Guangzhou 510070, China

Abstract: A number of ecological restoration measures thus far have been implemented with the attempt to repair and reconstruct the damaged ecosystems in the northwestern arid area of China. However, there is not much available information on the effectiveness of these restoration measures. Assessment for the effectiveness of ecological restoration could serve as a reference for scientists, project designers, and managers in related fields. The input grid data for our study were generated from meteorological observations of 86 stations, soil data, multi-source remote sensing images, and land surface simulations from previous studies. We analyzed these data with the universal soil loss equation, revised wind erosion equation, dimidiate

¹ Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

基金项目:中国科学院科技服务网络计划(STS 计划)(KFJ-STS-ZDTP-036)

收稿日期:2019-08-31; 修订日期:2019-00-00

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: gaoyanc@igsnrr.ac.cn

pixel model of vegetation coverage fraction, and Carnegie Ames-Stanford Approach in order to estimate each index. In order to obtain more accurate indices, key land surface parameters were calibrated and localized by the observations from previous studies. Finally, a comprehensive index for the effectiveness of ecological restoration was integrated in order to assess the effectiveness of ecological restoration in 14 mountain-oasis-desert sub-regions in the period from 1990 to 2015. Our results showed that: (1) the ecosystem structure, quality, and functions of all investigated mountain-oasis-desert sub-systems displayed significant spatio-temporal differences. From 1990 to 2015, the ecosystem structure of the whole study area was improved, and the ecosystem quality of northern Xinjiang and Yili mountain-oasis-desert sub-system areas increased, while the ecosystem functions of the desert declined. (2) During 1990—2015, the effectiveness of the ecological restoration of the desert areas declined, but the effectiveness of ecological restoration of the oasis and mountains increased. Assessment based on the multiple indices for the effectiveness of ecological restoration could be helpful in order to objectively assess and understand the situation and dynamics of ecological restoration in the northwest arid area of China. The results of this assessment could provide information on specific locations for future ecological restoration projects and they could be a reference for assessing the effectiveness of ecological restoration in other vulnerable regions.

Key Words: ecosystem structure; ecosystem quality; ecosystem function; ecological restoration effectiveness; mountainoasis-desert

人口急剧膨胀、全球气候变化及经济迅猛发展对生态系统产生了广泛而深远的影响,生态退化和环境破 坏已经达到前所未有的程度^[1-2]。生态系统在为人类提供了"三生空间"的同时,也为人类提供了有形的物质 产品和无形的服务^[34],因此社会经济发展态势与高度变化的生态状况是紧密相连的,而生态环境恶化也势 必会威胁到人类自身福利和可持续发展^[1]。为了阻止人类活动引起的环境退化和生态破坏,全球范围内已 经实施了许多的生态恢复措施,截至 2008 年,生态恢复和保护的面积已覆盖全球陆表面积的 11%以上^[5],诸 多生态恢复工程已取得了一定成效,进一步肯定了生态恢复能够增加生物多样性和恢复生态系统服务^[68]。 然而,仍有许多生态工程的生态结果和社会经济结果远不及预期^[7]。Jones 和 Schamitz^[7]通过分析全球 236 个生态恢复案例发现,仅有 1/3 的生态系统得到恢复,而剩下的 2/3 则部分恢复或完全没有恢复。同时,不同 生态恢复措施所取得成效迥异也说明生态恢复措施目前面临着多种挑战^[9],而对生态恢复效益进行全面、系 统而准确的评价,能够及时揭露生态恢复工程中存在的问题,有助于科研工作者和决策者适时地对生态恢复 工程进行适应性调整。

由于生态恢复遵循区域问题的导向性原则,所以在生态恢复效益评价阶段也更为侧重于选择能够反映生态恢复区最为突出的生态问题的状态的关键指标。目前,生态恢复效益评估主要有单因素指标的生态效益评价和多指标体系的综合评估两种。单因素指标的评估方法常选用与植被相关的指标(如植被指数/绿度、植被盖度和植被净初级生产力)^[9-12],考虑到植被恢复是众多生态工程的基础内容,该方法更适用于检测生态恢复的主要目的是否达到。并且,生态恢复轨迹的不确定性和复杂性,生态系统演变期间会产生一些新的系统性质^[13-14],单因素指标无法捕捉到这些变化,而多指标体系增加了对生态恢复进行全面评估的可能性。基于生态系统属性特征的多指标评价虽然已有完备的理论体系^[15],但因其实施困难,故而常用多样性^[16-17]、植被结构^[18]和生态过程^[19-20]作为替代。基于主导生态系统功能的多指标评价则是以生态系统服务评估为框架来侧面阐述生态恢复对生态系统功能的影响^[21-22]。虽然多指标体系可以综合多方面的信息,但也意味着需要多种长序列的地面监测数据作为支撑,而将地面观测资料、遥感数据和陆面模型模拟数据等多源数据集成应用,将为长期的生态恢复效益评估提供了可能性。

西北干旱区因其固有的地质环境系统,历史性长期水资源短缺,水资源的匮乏加之人类的不合理活动,致 使该区极度脆弱的生态系统呈现出由结构性破坏到功能性紊乱的发展态势,同时严重阻碍了西北地区人民摆 脱贫困痼疾和实现可持续发展。在全国范围的生态恢复工程(如退牧还林(草)、水土保持、天然林资源保护、 三北防护林等)的带领下,西北地区相继实施了天山-阿尔泰山天然林资源保护工程(2000年—)、塔里木河流 域及其周边生态环境综合治理重大工程(2000年—)、克拉玛依"大绿化"工程(2002年—)、准噶尔盆地南缘 防沙治沙工程(2010年—)、库鲁斯台草原修复工程(2015年—)等一系列生态保育、修复和重建举措。在众 多小尺度的正向人为干扰以及国家尺度的重大生态工程的共同作用下,西北干旱荒漠生态系统的状况是否得 到改善,其演替轨迹是否趋向好的态势发展及生态工程的目标是否实现等问题都有待生态恢复效益评估结果 提供参考信息。本研究综合考虑生态系统的结构、质量和功能,建立适宜于西北干旱荒漠区的生态恢复效益 评价指标体系,以地面气象资料、陆面模型模拟数据和多源遥感影像为指标估算模型的输入,并以此为基础集 成综合效益指标,旨在量化生态恢复效益,探究生态恢复效益的时空差异性和生态系统的动态,为进一步调整 与优化生态恢复方案提供科学依据。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

西北干旱荒漠区是指我国昆仑山-祁连山以北,贺兰山以西的境域,范围为 34°20′10″—49°10′30″N,73° 33′27″—106°50′34″E,包括新疆维吾尔自治区全境、内蒙古自治区阿拉善高原地区、甘肃省河西走廊地区,占 地约 250×10⁴ km²。研究区内地貌呈现山盆相间的格局,高山冰川(雪)融水汇流至平原或盆地形成绿洲^[23], 形成了西北地区独特的山地-荒漠-绿洲体系陆面格局。区内大部分地区属于温带大陆性气候,而高海拔地区 则属于高原高山气候,年平均降水量 230 mm,蒸发能力约为降水量的 8—10 倍^[24]。

本研究将西北地区分为5个大区:北疆、南疆、伊犁地区、东疆和阿拉善-河西走廊地区。除伊犁分为山地 和平原以外,其余4个大区均向下划分出山地、荒漠和绿洲子区,分区方法主要参考王智等^[25]的研究,由此将 西北干旱区划分为包括5个分区和3个子系统在内的14个子区(图1)。

1.2 数据来源及其预处理

1.2.1 数据来源

本研究中生态恢复效益评估是建立在多指标体系的基础之上,计算各指标所需的数据包括降水量、气温、 风速、相对湿度等地面气象站的观测资料、第二次全国土壤调查中的土壤粒径分布数据、土壤质地数据、陆面 模型模拟的表层土壤湿度数据、基于微波亮温数据反演的雪深数据和卫星观测的 NDVI 遥感数据,以及基于 遥感数据解译所得的土地利用类型数据和植被类型数据等,具体来源如表 1 所示。

| Table 1 Data sources of this study | | | | | | |
|--|------------------------------------|---|--|--|--|--|
| 数据 Data | 数据集名称 Dataset name | 来源 Source | | | | |
| 气象观测资料 Meteorology data | | 中国气象数据共享平台(http://data.cma.cn/) | | | | |
| 土壤质地数据 Soil texture | 基于世界土壤数据库的中国土壤数据集 | 寒区旱区科学数据中心(http://westdc.westgis.ac.cn/) | | | | |
| 土地利用数据 Land use/cover | 中国土地利用现状遥感监测数据库数据集 | 资源环境数据云平台(http://www.resdc.cn/) | | | | |
| 地形地貌数据 Topographical data | SRTM DEM | 地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/) | | | | |
| 雪深数据 Snow depth | 中国雪深长时间序列数据集 | 寒区旱区科学数据中心(http://westdc.westgis.ac.cn/) | | | | |
| 土壤湿度数据 Soil moisture | GLDAS-Noah v2.0 GLDAS-Noah v2.1 | 全球陆面数据同化系统(Global Land Data Assimilation System, GLDAS)(https://ldas.gsfc.nasa.gov/gldas/) | | | | |
| NDVI 数据 NDVI data | LTDR v5 NDVI | 美国宇航局的陆地长期数据记录项目(Land Long Term Data Record, LTDR)(https://ltdr.modaps.eosdis.nasa.gov/) | | | | |
| 土地覆被数据 Land cover | CCI-LC v2.0 | 欧洲航天局的气候变化倡议项目(Climate Change Initiative, CCI) (https://www.esa-landcover-cci.org/) | | | | |

| 表1 | 本研究的数据来源 |
|-----|----------|
| 衣 I | 本研究的釵姑米源 |



BJ:北疆 Northern Xinjiang; NJ:南疆 Southern Xinjiang; DJ:东疆 Eastern Xinjiang; YL:伊犁地区 Yili; HX:阿拉善-河西走廊地区 Alxa Platea-Hexi Corridor area

1.2.2 数据预处理

气象站的观测资料在去除异常值后,借助气象空间插值软件 AUNSPLIN 4.3 获取各气象要素半月尺度和 月尺度的栅格数据。土壤粒径分布数据经对数正态分布函数由国际制(0.002—0.02—2.000 mm)转换为美制 (0.002—0.050—2.000 mm)。由于 GLDAS-Noah v2.1 和 GLDAS-Noah v2.0 的土壤湿度数据存在明显偏差,为 了便于后续分析,本研究使用累积分布函数^[26]校正 2000—2015 年的 GLDAS-Noah v2.1 土壤湿度数据,最终 组合 1990—2000 年 GLDAS-Noah v2.0 和校正后的 2000—2015 年 GLDAS-Noah v2.1 土壤湿度数据得到 1990—2015 年长时间序列的土壤湿度数据。以上所有数据均采用 WGS_1984_Albers 空间参考坐标系,空间 分辨率均统—重采样至 5 km ×5 km。

1.2 研究方法

1.2.1 评估指标体系的建立

生态恢复措施作用于受损生态系统的物种组成、生态系统功能、景观环境和生态系统稳定性四个方面,试 图改变生态系统的结构、功能及自我维持能力^[26-27],同时改变生存于此的人类社会经济状态。考虑到区域尺 度与生态工程相关的社会经济指标获取的难度,本研究从生态系统结构、生态系统质量和生态系统功能3个 方面选取了9个指标构建生态恢复效益评价指标体系(表2),各指标的选取理由如下:林草面积比能够从土 地利用的角度反映自然植被的宏观格局特征;植被覆盖度常参与刻画生态系统的生物物理过程;西北地区广 阔的荒漠和零星的绿洲相互交织,香浓多样性指数和蔓延度指数可从景观尺度反映景观的异质性和破碎 度^[28];净初级生产力可反映植物的活动状态;西北地区普遍存在的土壤干化层现象是土壤干燥化的结果,而 土壤湿度调控着陆气水能交换^[29];研究区常年采用生物措施与机械措施相结合的技术防沙治沙,防风固沙功 能指标可衡量以上技术模式所带来的成效;第四纪疏松土质加之降水在时间上的极度不均衡特点导致了研究 区的水土流失^[30],因而土壤保持功能也作为衡量研究区生态恢复效益的重要指标之一;由于西北地区空中水

汽含量与降水量呈正相关^[31],故而选取降水量作为气候调节功能的表征量。

| 表 2 | 西北干旱荒漠区生态恢复综合效益评估指标体系 |
|-----|-----------------------|
| | |

| Table 2 | Assessment indicator s | system for assessing | of comprehensive eff | fectiveness in the nor | thwest arid area | |
|---------|------------------------|----------------------|----------------------|------------------------|------------------|--|
| | | | 10 F | | L . | |

| 目标层 Object layer | 准则层 Criterion layer | 权重 Weight | 指标层 Indicator layer | 权重 Weight |
|--|------------------------|--------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| 干旱区生态恢复综合效益 The effectiveness of ecological restoration in arid area | 生态系统结构 | 0.3333 | 林草面积占比 植被覆盖度 香农多样性指数 蔓延度指数 | 0.0667 0.1097 0.1097 0.0473 |
| | 生态系统质量 | 0.3333 | 土壤含水量 净初级生产力 | 0.1111 0.2222 |
| | 生态系统功能 | 0.3333 | 防风固沙功能 土壤保持功能 气候调节功能 | 0.1797 0.0991 0.0546 |

1.2.2 植被覆盖度的计算

像元二分模型是基于单像元由土壤与植被两部分组成的假设下所构建的简单线性模型,并将所有像元的 植被覆盖度 fvc 表征为纯像元(包括纯土壤像元 NDVI_s 和纯植被像元 NDVI_s)与自身像元 NDVI 之间的关系。 其表达式为:

$$fvc = (NDVI - NDVI_s) / (NDVI_v - NDVI_s)$$

鉴于纯像元 NDVI 获取具有一定难度,通常采用累积频率为 5%和 95%处的 NDVI 分别为纯土壤像元和 纯植被像元。本研究为了获取更接近纯像元的 NDVI,以生长季时土地利用类型为植被的像元为对象,累计频 率为 95%的 NDVI 值为纯植被像元的 NDVI;以非生长季时非植被的土地利用类型的像元为对象,累积频率为 50%的 NDVI 值为纯土壤像元的 NDVI。

1.2.3 基于光能利用率原理的固碳量模型

生态系统通过与大气的交互作用将二氧化碳固定于植被及土壤中,从而提高陆地生态系统的碳储量。本研究使用 CASA(Carnegie Ames-Stanford Approach)模型^[32]估算研究区生态系统的净初级生产力,以表征生态系统的固碳能力,主要估算过程如下:

$$NPP(x,t) = APAR(x,t) \times \varepsilon(x,t)$$
(2)

式中, NPP 为净初级生产力(gC m⁻² a⁻¹); APAR 为光合有效辐射(MJ/m²),它是由太阳辐射总量和光合有效 辐射的吸收比例共同决定; *c* 为实际光能利用率(gC/MJ),是指植物将所吸收的光合有效辐射转化为有机碳 的效率,主要受到低温、高温和湿度的控制; *t* 表示时间; *x* 表示空间位置。在具体的计算过程中,本文参考焦 伟^[33]的研究,将植被类型和土地利用类型分别划分为 16 类和 8 类,实现 NDVI_{max}、NDVI_{min}、SR_{max}、SR_{min}和最大 光能利用效率 5 个参数的本地化。

1.2.4 修正的土壤风蚀模型

防风固沙是干旱/半干旱地区以及半湿润地区重要的生态系统服务功能。修正的土壤风蚀模型 (Modified soil erosion equation, RWEQ)是目前较为成熟且应用广泛的定量评估风力侵蚀的工具之一。其具 体表达式如下:

$$ST_{\rm max0} = 109.8 \left[WF \times EF \times SCF \times K' \right]$$
(3)

$$S_0 = 150.71(WF \times EF \times SCF \times K') - 0.3711$$

$$\tag{4}$$

$$SL_0 = \frac{2z}{S_0^2} ST_{\max 0} \cdot e^{-(z/s_0)^2}$$
(5)

$$ST_{max} = 109.8 \left[WF \times EF \times SCF \times K' \times VEG \right]$$
(6)

(1)

$$S = 150.71(WF \times EF \times SCF \times K' \times VEG) - 0.3711$$
(7)

$$SL = \frac{2z}{S^2} ST_{\max} e^{-(z/s)^2}$$
(8)

$$SF = SL_0 - SL \tag{9}$$

式中, SF 为固沙量; SL 为土壤风蚀量; ST_{max} 为风沙最大转运容量; S 为关键地块长度; SL₀、ST_{max0}、S₀分别代 表潜在风蚀、潜在转运量、潜在地块长度; z 为下风向最大风蚀出现距离; WF 为气象因子; EF 为土壤可侵蚀 性因子; SCF 为土壤结皮因子; K['] 为土壤粗糙度因子; VEG 为植被覆盖因子。

1.2.5 修正的通用土壤流失方程

土壤保持是生态系统通过其结构与过程减少由于降水所导致的土壤侵蚀的作用^[34-35],是区域土地资源 和粮食安全重要保障。本文使用修正的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)估 算研究区的土壤保持量,其具体表达式为:

$$SC = SE_P - SE_V = R \times K \times L \times S(1 - C - P)$$
⁽¹⁰⁾

式中, $SC \ SE_P$ 和 SE_V 分别为土壤保持量、潜在土壤侵蚀量和实际土壤侵蚀量(t km⁻² a⁻¹); R 为降雨侵蚀力 因子(MJ mm km⁻² h⁻¹ a⁻¹); K 为土壤可蚀性因子(t km² h km⁻² MJ⁻¹ mm⁻¹); L 、S 、C 和 P 分别为坡长因子、坡 度因子、植被因子和管理因子,均为无量纲。本研究在估算降雨侵蚀力因子时优先选择了 Fengbo Yang 和 Changhe Lu^[34]对我国北方的降雨侵蚀力因子的重构方案:

$$R = a \sum_{j=1}^{k} \left(P_j \right)^{\beta} \tag{11}$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.144}{P_{d12}} + \frac{24.455}{P_{y12}}$$
(12)

$$a = 17.554 \times \beta^{-7.042} \tag{13}$$

式中, R 为半月尺度的降雨侵蚀量; P_j 为既定半月中第 j 天的降雨量; $a \ \pi \beta$ 均为适宜于我国北方的经验系数; $P_{d12} \ \pi P_{y12}$ 分别为降雨量大于等于 12 mm 的日子的日平均降雨量和年平均降雨量。

$$K = \left[0.2 + 0.3 \times e^{-0.0256 \times \text{sand} \times (1 - \text{silt}/100)}\right] \times \left(\frac{\text{silt}}{\text{clay} + \text{silt}}\right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25 \times oc}{\text{toc} + e^{3.72 - 2.95 \times \text{toc}}}\right] \times \left[1 - \frac{0.7 \times \text{sni}}{\text{sni} + e^{22.9 \times \text{sni} - 5.51}}\right] \times 0.1317$$
(14)

式中, sand、silt、clay和 oc 分别为土壤砂粒、粉砂、粘粒和土壤上层有机碳的质量含量(%); sni = 1 – sand/100。

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^{m}, \begin{cases} m = 0.5, \theta \ge 9\\ m = 0.4, 3 \le \theta < 9\\ m = 0.3, 3 \le \theta < 3\\ m = 0.2, \theta < 1 \end{cases}$$
(15)

$$S = \begin{cases} 16.8 \sin\theta + 0.05 & \theta < 5 \\ 16.8 \sin\theta - 0.50 & 5^{\circ} < \theta \le 10^{\circ} \\ 21.9 \sin\theta - 0.96 & \theta \ge 10^{\circ} \end{cases}$$
(16)

$$C = \begin{cases} 1 & fvc = 0\\ 0.6508 - 0.3436 \times \lg fvc & 0 < fvc \le 78.3\%\\ 0 & fvc > 78.3\% \end{cases}$$
(17)

式中, λ 、 θ 和 *m* 分别为从 DEM 提取的坡长、坡度和坡度坡长指数; *fvc* 为地表植被盖度。根据不同的土地利用/覆被类型和坡度确定 P 值^[35]。

http://www.ecologica.cn

39卷

1.2.6 景观多样性指标的计算

人为干扰生态系统对景观格局有直接的影响,而景观指数能够定量反映景观结构的组成、空间配置和动态变化^[36]。本研究所选取的香农多样性指数(Shannon's diversity index, SHDI)刻画了景观的破碎程度,其值越大,说明斑块类型增加或各斑块类型所占面积比例趋于相似,则景观破碎化程度越高。蔓延度指数(Contagion index, CONTAG)用于测量景观是否由多种要素聚集分布,反映景观组分的空间配置特征,当某一个单一类型在景观中占较大比例时,蔓延度指数就大,说明同类型的斑块连接性较高^[28,36]。以土地利用栅格地图为输入,运用 Fragstats 4.1 计算每年的景观指数。

1.2.7 多指标集成

为了将评价指标体系中指标集成为单指标,本研究使用层次分析法确定西北干旱区生态恢复综合效益评价体系中各指标的权重值,权重分布情况如表1。同时,为了解决指标之间单位不一致的问题,本研究对各指标进行了标准化处理,具体方法如下:

$$v_{ij_std} = \frac{v_{ij} - \max(V_{ij})}{\max(V_{ij}) - \min(V_{ij})}$$
(18)

$$\text{EcoEff} = \sum_{i=1}^{3} \left(b_i \times \sum_{j=1}^{n} \left(v_{ij_std} \times w_{ij} \right) \right)$$
(19)

式中, v_{ij_std} 为标准化后的 v_{ij} ; V_{ij} 为指标 v_{ij} 的时间序列; b_i 为各标准层指标的权重; w_{ij} 为第 i 个标准层第 j 个指标层的指标的 v_{ij} 所对应的权重; EcoEff 为生态恢复效益指标。

2 结果分析

2.1 生态系统结构的时空变化

本研究统计了 1990、1995、2000、2005、2010 及 2015 年研究区及其各子区生态系统结构指标的物理量(林 草面积占比、植被覆盖度、香农多样性指标和蔓延度指标)物理量(图 2、图 3 和表 3)。由图 2 可知,全区林草 覆被空间分异明显,主要集中分布于山地地区(林草约占全区山地面积的 51.4%),且山地的林草面积呈微弱



Fig.2 Tempo-spatial variation of land use types in study area

http://www.ecologica.cn

的增加趋势,增幅为0.044%,而绿洲和荒漠的林草面积占比则呈轻微的下降趋势。就14个子区而言,除伊犁地区山地和平原的林草占比均下降以外,其他4个大区的林草面积占比随时间的变化趋势与整个西北地区相似,即荒漠和绿洲的林草面积占比下降,山地的林草面积占比上升。对于植被覆盖度而言,1990—2015年全区绿洲植被覆盖度显著增加(0.032 a⁻¹, R² = 0.78),而荒漠和山地植被覆盖度均呈微弱的下降趋势(图3)。对于14个子区而言,伊犁地区山地和平原的植被覆盖度均增加,东疆和阿拉善-河西走廊地区的绿洲和山地,以及北疆和南疆的绿洲植被覆盖度都呈上升趋势;其余的子系统,即东疆和阿拉善-河西走廊的荒漠地区,及北疆和南疆的荒漠和山地的植被覆盖度则呈下降趋势。



图 3 西北干旱区植被覆盖度时空分布

| Fig.3 | Tempo-spatial | variation | of vegetation | coverage in | n study | area |
|-------|---------------|-----------|---------------|-------------|---------|------|
|-------|---------------|-----------|---------------|-------------|---------|------|

表 3 1990—2015 年研究区景观多样性指数

| Table 3 | Landscape | metrics o | f study area | during | 1990-2015 |
|---------|-----------|-----------|--------------|--------|-----------|
| 140100 | Banaseape | | i braay area | | 1000 -010 |

| 景观格局指标 Metrics | 子区 Subregion | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 |
|-------------------|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 香浓多样性指数 | BJ | 1.173 | 1.172 | 1.180 | 1.196 | 1.203 | 1.223 |
| SHDI | NJ | 0.903 | 0.903 | 0.919 | 0.928 | 0.930 | 0.944 |
| | DJ | 0.523 | 0.524 | 0.528 | 0.532 | 0.534 | 0.540 |
| | HX | 0.725 | 0.808 | 0.721 | 0.728 | 0.730 | 0.743 |
| | YL | 1.237 | 1.240 | 1.262 | 1.281 | 1.284 | 1.297 |
| | 全区 | 0.933 | 0.944 | 0.942 | 0.951 | 0.954 | 0.969 |
| 蔓延度 | BJ | 53.465 | 53.521 | 52.628 | 51.935 | 51.617 | 50.488 |
| CONTAG/% | NJ | 63.762 | 63.784 | 62.884 | 62.590 | 62.508 | 61.882 |
| | DJ | 80.745 | 80.706 | 80.488 | 80.306 | 80.224 | 79.876 |
| | HX | 69.218 | 65.529 | 69.353 | 69.103 | 69.011 | 68.370 |
| | YL | 46.042 | 45.759 | 44.265 | 43.589 | 43.465 | 42.584 |
| | 全区 | 62.732 | 62.131 | 62.139 | 61.778 | 61.652 | 60.937 |

由表 3 可知,伊犁地区和北疆的香农多样性指数高于其他 3 个子区及全区平均水平,表明这两个地区的 景观多样性高于其他子区,反之,香农多样性指数最低的东疆则景观最为单一。1990—2015 年全区香农多样 性指数增加了 0.036,说明景观由少数因素控制逐渐向多因素控制转变,景观的异质性有所提高,并向着多样

39 卷

化发展。5个子区中仅阿拉善-河西走廊地区的香农多样性指数微弱降低,其他4个子区的香农多样性指数 均显著增加。东疆的蔓延度明显高原其他子区及全区平均值,说明东疆地区相较于其他子区斑块之间的连通 性更高.斑块之间的团聚性更高.反之.莫延度最低的供利地区的斑块间冻通性和团聚度都最低。研究区内所

性更高,斑块之间的团聚性更高,反之,蔓延度最低的伊犁地区的斑块间连通性和团聚度都最低。研究区内所 有子区的蔓延度都显著下降,平均下降速率为0.31% · a⁻¹(*R*²=0.92),表明全区景观相同类型斑块间聚集程 度越来越低,连通性也逐渐降低。

2.2 生态系统质量的时空变化

本研究选用土壤含水量和净初级生产力两个指标来表征研究区的生态系统质量,估算并统计了1990—2015年各子区两个生态系统质量指标的平均值(图4和图5)。其中,土壤含水量使用的是0—10 cm 土层深度的含水量,可以表征地表的干燥程度。图4表明,研究区内绿洲的土壤表层含水量>山地的表层土壤含水量>荒漠的土壤表层含水量,其多年平均值分别为0.17,0.15 m³/m³和0.13 m³/m³。不同于全区土壤含水量分布特征,北疆、阿拉善-河西走廊地区和伊犁地区内的山地系统土壤表层含水量高于各大区内的绿洲和荒漠。时间上,1990—2015年全区及所有子区的山地-绿洲-荒漠子系统内的表层土壤含水量都呈上升趋势,其中,伊犁地区的平原和山地土壤含水量上升最快,速率分别为0.018 m³·m⁻³a⁻¹和0.015 m³·m⁻³a⁻¹。除阿拉善-河西走廊地区的山地土壤水分含量上升速率比该区内绿洲和荒漠。



Fig.4 Tempo-spatial variation of soil moisture in the study area

由图 5 可知,全区绿洲和山地的多年平均净初级生产力明显高于荒漠,三者平均值分别为 316.6 gC m⁻² a⁻¹,209.4 gC m⁻²a⁻¹和 101.5 gC m⁻²a⁻¹。时间上,全区绿洲和山地的净初级生产力呈增加趋势,荒漠的净初级 生产力则降低,且绿洲的净初级生产力速率变化最快(56.3 gC m⁻²a⁻², *R*² = 0.88)。从各子区来看,北疆和伊犁 地区的山地-绿洲-荒漠子系统的净初级生产力都呈上升趋势,而其他 3 个大区的净初级生产力变化趋势呈现 出于研究区全区类似的特征。鉴于伊犁地区的降水量与初级生产力有显著的相关性,故而该区初级生产力的 增加可能是降水量增加所致^[35]。

2.3 生态系统服务功能的时空变化

RUSLE 模型和 RWEQ 模型模拟的土壤保持功能量和防风固沙功能量,以及降水量所表征的气候调节功



能量分别如图 6、图 7 和图 8 所示。结果表明,西北地区的山地系统相较于绿洲和荒漠系统的土壤保持量较高,子系统中,伊犁地区山地的土壤保持量也明显高于其他 4 个大区的山地,伊犁地区的平原也高于其他 4 个大区的绿洲和荒漠的土壤保持量。从时间上来看,全区山地的土壤保持量呈轻微上升趋势(13.2 t km⁻² a⁻², *R*²=0.14),而荒漠和绿洲的土壤保持量下降。对于 14 个子区,东疆和南疆的山地-绿洲-荒漠系统的土壤保持量均上升,平均速率为 67.5 t km⁻² a⁻²,其他子区的土壤保持量都下降,平均速率为 105.6 t km⁻² a⁻²。





Fig.6 Tempo-spatial variation of soil conservation ecosystem service in the study area

http://www.ecologica.cn

由图 7 可知,西北地区荒漠系统的防风固沙量明显高于绿洲和山地,北疆、阿拉善-河西走廊地区,以及 南疆的塔里木盆地东缘防风固沙量高于全区其他地区。伊犁地区的防风固沙量最低,约为防风固沙量最多的 阿拉善-河西走廊地区(84.5 t hm⁻² a⁻¹)的 0.04 倍。从时间上来看,除阿拉善-河西走廊地区的防风固沙量呈 上升趋势以外,西北干旱区的防风固沙量主要呈下降趋势,山地-绿洲-荒漠子系统的防风固沙量下降速率分 别为-7.8,-10.7,-17.3 t hm⁻² a⁻²。



图 7 西北干旱区防风固沙服务功能时空分布(t hm⁻² a⁻¹) Fig.7 Tempo-spatial variation of sand fixation ecosystem service in the study area

由图 8 可知,研究区的山地降水量明显高于绿洲和荒漠,1990—2015 年的多年平均值为 213 mm,大约是 绿洲降水量的 2 倍,荒漠降水量的 3 倍。对于 5 个大区,伊犁地区的降水量明显高于其他 4 个子区,其多年平



图 8 西北干旱区年降水量时空分布/mm

Fig.8 Tempo-spatial variation of annual precipitation in the study area

http://www.ecologica.cn

均值约为 374 mm,约为降水量最低的南疆多年平均降水量的 3.6 倍。从时间上来看,研究区的绿洲和山地系 统降水量呈增加趋势,而荒漠的降水量则逐渐降低;每个大区内,山地、绿洲、荒漠3个子系统的降水量随时间 的变化趋势相似,主要差异存在与大区之间:伊犁地区和南疆的山地-绿洲-荒漠系统降水量均增加,其他3个 大区的山地-绿洲-荒漠系统降水量均下降。结果表明,伊犁地区和南疆的气候逐渐转向湿润,而北疆、东疆和 阿拉善-河西走廊地区的气候则略有变干燥的迹象。

2.4 生态恢复效益的时空变化

本研究咨询干旱区自然地理、生态系统服务和生态系统健康评估中有丰富经验的专家获取各指标的相对 重要性,并运用层次分析法得到各层指标的权重,结合归一化后的各指标值,集成西北干旱区生态恢复效益指 标,其时空分布和变化趋势如图9和图10所示。图9表明西北地区生态恢复效益时空差异明显。从空间上 来看,东疆山地和绿洲的多年平均生态恢复效益最高(0.52和0.50),南疆荒漠的生态恢复效益最低(0.42)。 从时间上来看,山地-荒漠-绿洲各子系统达到生态恢复进程不一致,区域间生态恢复亦不同步。西北地区大 部分山地的最高生态恢复效益则在 2010—2015 年,绿洲的生态恢复效益最高则出现在 2005—2010,荒漠在 2000—2005年期间达到最高的生态恢复效益。



Fig.9 Tempo-spatial variation of ecological restoration effectiveness of study area

图 10 表明,西北地区绿洲和山地的生态恢复效益呈增加趋势,荒漠的生态恢复效益则逐渐降低。其中南 疆绿洲和伊犁地区的生态恢复效益增加速率最快,北疆和东疆绿洲的生态恢复效益增加速率远不及南疆和伊 犁地区的绿洲。南疆绿洲主要分布在塔里木河流域及其周边,在国家"九五"攻关专题"塔里木河整治与生态 环境保护"中,向塔里木河的尾闾湖泊生态输水,水流至的地区植被覆盖度增加^[16],生物多样性也增加^[17-18], 地下水位抬升,加之气候的暖湿化[16],塔里木河流域的生态恢复效益逐渐增加[16]。伊犁地区大力实施退牧 还林(草),植被覆盖度增加,加之该区历史性的水分条件良好,防风固沙量虽然不及1990年,但自三北防护 林和天然林资源保护工程实施以来,该区山地和平原的防风固沙量均呈增加趋势^[37],而降水量的增加可能增 加了该区的土壤侵蚀量,由于西北地区防风固沙服务的重要性要远大于降雨侵蚀量,所以该区的生态恢复效 益持续增加。各大区荒漠子系统的生态恢复效益均下降,表明西北地区荒漠的生态保护与重建工作尚未收到

成效,需要改善该区所实施的生态恢复措施或调整实施方案。所有山地子系统的生态恢复效益呈增加趋势, 主要由于天然资源林保护工程和退牧还林(草)工程主要发生在山地,并且受海洋暖湿气流影响和冰川融水 的影响,山地多成为西北干旱区的湿岛,为植被恢复提供了良好的水温环境,共同促进了山地子系统的生态

恢复。





3 结论与讨论

本研究基于西北干旱区的自然地理特征和生态环境状况,以及主要的生态修复与治理工程的预期目标, 并综合考虑数据的可获取性,构建适宜于西北干旱区的生态恢复效益评价指标体系,集成地面气象观测资料、 陆面模型模拟数据和微波和光学遥感数据等多源数据估算各指标,本地化关键陆面参数,综合多指标形成生 态恢复综合效益指标对西北干旱区山地-绿洲-荒漠系统的生态恢复效益进行了宏观定量化评估。

由于可获取的数据有限,本研究也存在一些局限性。本研究所使用的气象要素栅格数据为地面站观测资料的空间插值结果,虽然采用了专业的气象插值软件,但由于气象要素多变的特点仍无法避免误差,尤其是气象站分布稀疏的高山地区、南疆塔克拉玛干沙漠和北疆的古尔班通古特沙漠。全球陆面数据同化系统的Noah模型所模型表层土壤含水量虽然适用于本研究区,但其空间分辨低(0.25°×0.25°),实测的土壤湿度样本点数据与Noah模型模拟的像元级数据的空间尺度不一致性势必会对适宜性评价造成一定影响。指标体系是实现综合评估的基础,本研究中所选用的指标虽然已尽可能涵盖生态系统特征的各方面,但仍有疏漏,如空气质量和产水量等。同时,为了进一步完善该研究,未来可补充实地调研资料验证各地区生态恢复效益评估结果。

总体而言,1990—2015年东疆荒漠绿洲和山地生态恢复效益最高,南疆荒漠生态恢复效益最低;荒漠的 生态恢复效益呈下降趋势,绿洲和山地的生态恢复效益呈上升趋势。分别从生态系统结构、质量和功能3个 角度来看:(1)生态系统结构:荒漠和绿洲的林草面积占比下降,山地的林草面积占比上升;绿洲和山地的植 被盖度普遍增加,而荒漠的植被覆盖度则下降;全区山地-绿洲-荒漠子系统的景观斑块朝着分散化和多样化 的方向发展。(2)生态系统质量:北疆和伊犁地区的山地-绿洲-荒漠子系统的净初级生产力都呈上升趋势;土 壤表层湿润化。(3)生态系统功能:西北干旱区全区及所有子区的土壤保持量和防风固沙量都呈下降趋势; 山地和绿洲则更加湿润,荒漠干旱程度增加。

参考文献(References):

[1] 吕一河,傅伯杰,陈利顶. 生态建设的理论分析. 生态学报, 2006, 26(11): 3891-3897.

- [2] 张永民,赵士洞.全球生态系统的状况与趋势.地球科学进展,2007,22(4):403-409.
- [3] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystemservices and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [4] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005: 2-6.
- [5] Andam K S, Ferraro P J, Pfaff A, Sanchez-Azofeifa G A, Robalino J A. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(42): 16089-16094.
- [6] Meli P, Benayas J M R, Balvanera P, Ramos M M. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context -dependent: a meta-analysis. PLoS One, 2014, 9(4): e93507.
- [7] Jones H P, Schmitz O J. Rapid recovery of damaged ecosystems. PLoS One, 2009, 4(5): e5653.
- [8] Li Y Q, Chen Y N, Zhang Y Q, Xia Y. Rehabilitating China's largest inland river. Conservation Biology, 2009, 23(3): 531-536.
- [9] Maron M, Hobbs R J, Moilanen A, Matthews J W, Christie K, Gardner T A, Keith D A, Lindenmayer D B, McAlpine C A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation, 2012, 155: 141-148.
- [10] Mu S J, Zhou S X, Chen Y Z, Li J L, Ju W M, Odeh I O A. Assessing the impact of restoration-induced land conversion and management alternatives on net primary productivity in Inner Mongolian grassland, China. Global and Planetary Change, 2013, 108: 29-41.
- [11] Wu Z T, Wu J J, He B, Liu J H, Wang Q F, Zhang H, Liu Y. Drought offset ecological restoration program-induced increase in vegetation activity in the Beijing-Tianjin Sand Source Region, China. Environmental Science & Technology, 2014, 48(20): 12108-12117.
- [12] Tong X W, Wang K L, Yue Y M, Brandt M, Liu B, Zhang C H, Liao C J, Fensholt R. Quantifying the effectiveness of ecological restoration projects on long-term vegetation dynamics in the karst regions of Southwest China. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2017, 54: 105-113.
- [13] Odum H T. Biophysics of ecology. Science, 1969, 164(3880): 683-684.
- [14] Odum H T. Energy Analysis, Energy Quality, and Environment. US: Energy Analysis of Models of the US, 1977: 44-77.
- [15] Clewell A, Aronson J, Winterhalder K. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group: Washington, DC, USA, 2004.
- [16] 陈曦,包安明,王新平,古丽·加帕尔,黄粤.塔里木河近期综合治理工程生态成效评估.中国科学院院刊,2017,32(1):20-28.
- [17] 陈永金, 刘加珍, 陈亚宁, 李新功, 朱海勇. 输水前后塔里木河下游物种多样性与水因子的关系. 生态学报, 2013, 33(7): 2212-2224.
- [18] 陈永金,李卫红,陈亚宁,刘加珍,何斌.塔里木河流域综合治理的生态效应.中国环境科学,2007,27(1):24-28.
- [19] Mudrak E L, Schafer J L, Fuentes-Ramirez A, Holzapfel C, Moloney K A. Predictive modeling of spatial patterns of soil nutrients related to fertility islands. Landscape Ecology, 2014, 29(3): 491-505.
- [20] Wortley L, Hero J M, Howes M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. Restoration Ecology, 2013, 21(5): 537-543.
- [21] 杨兆平,高吉喜,周可新,郑好,王燕,李慧敏.生态恢复评价的研究进展.生态学杂志,2013,32(9):2494-2501.
- [22] Huang L, Wei C, Xu X L, Fan J W, Wang J B. Linking the benefits of ecosystem services to sustainable spatial planning of ecological conservation strategies. Journal of Environmental Management, 2018, 222: 385-395.
- [23] 陈亚宁,李稚,范煜婷,王怀军,方功焕.西北干旱区气候变化对水文水资源影响研究进展. 地理学报, 2014, 69(9): 1295-1304.
- [24] 陈亚宁,杨青,罗毅,沈彦俊,潘响亮,李兰海,李忠勤.西北干旱区水资源问题研究思考.干旱区地理,2012,35(1):1-9.
- [25] 王智,师庆三,王涛,师庆东,常顺利,张履冰. 1982—2006 年新疆山地-绿洲-荒漠系统植被覆盖变化时空特征. 自然资源学报, 2011, 26(4): 609-618.
- [26] 张琨, 吕一河, 傅伯杰. 生态恢复中生态系统服务的演变: 趋势、过程与评估. 生态学报, 2016, 36(20): 6337-6344.
- [27] Shackelford N, Hobbs R J, Burgar J M, Erickson T E, Fontaine J B, Laliberté E, Ramalho C E, Perring M P, Standish R J. Primed for change: developing ecological restoration for the 21st century. Restoration Ecology, 2013, 21(3): 297-304.
- [28] 张海燕, 樊江文, 邵全琴. 2000-2010 年中国退牧还草工程区土地利用/覆被变化. 地理科学进展, 2015, 34(7): 840-853.
- [29] Brocca L, Hasenauer S, Lacava T, Melone F, Moramarco T, Wagner W, Dorigo W, Matgen P, Martínez-Fernández J, Llorens P, Latron J, Martin C, Bittelli M. Soil moisture estimation through ASCAT and AMSR-E sensors: an intercomparison and validation study across Europe. Remote Sensing of Environment, 2011, 115(12): 3390-3408.
- [30] 饶恩明. 中国生态系统土壤保持功能变化及其影响因素[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2015.
- [31] 张扬,李宝富,陈亚宁. 1970—2013年西北干旱区空中水汽含量时空变化与降水量的关系. 自然资源学报, 2018, 33(6): 1043-1055.
- [32] Potter C S, Randerson J T, Field C B, Matson P A, Vitousek P M, Mooney H A, Klooster S A. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. Global Biogeochemical Cycles, 1993, 7(4): 811-841.
- [33] 焦伟,陈亚宁,李稚.西北干旱区植被净初级生产力的遥感估算及时空差异原因.生态学杂志,2017,36(1):181-189.
- [34] Yang F B, Lu C H. Spatiotemporal variation and trends in rainfall erosivity in China's dryland region during 1961-2012. CATENA, 2015, 133: 362-372.
- [35] 高亚鸣. 新疆伊犁河流域生态服务功能价值估算[D]. 乌鲁木齐: 新疆师范大学, 2017.
- [36] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [37] Jiang C, Liu J G, Zhang H Y, Zhang Z D, Wang D W. China's progress towards sustainable land degradation control: Insights from the northwest arid regions. Ecological Engineering, 2019, 127: 75-87.