

新疆维吾尔自治区阿克苏地区生态源地的识别方法研究

徐彩芳^{1,2}, 曹月娥^{1,2,3}, 许仲林^{1,2}, 杨建军^{1,2}, 曾智勇^{1,2}

(1.新疆大学 资源与环境科学学院, 新疆 乌鲁木齐 830046;

2.绿洲生态教育部重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830046; 3.上海师范大学 环境与地理科学学院, 上海 200234)

摘要: [目的] 对新疆阿克苏地区生态源地进行识别, 为该地区生态安全格局构建和可持续的国土空间生态修复提供策略与建议。[方法] 以新疆阿克苏地区为例, 采用定性(生态保护红线直接识别法)和定量(基于 InVEST 模型的综合评估法)方法识别生态源地, 并在此基础上, 比较两种结果之间的差异及其原因, 判定目前划定的生态保护红线能否体现人类对生态系统服务需求。[结果] ①基于 InVEST 模型的综合评估法识别的生态源地面积为 11 433.6 km², 占研究区总面积的 8.9%, 主要分布于区内河流及其周边区域; 基于生态保护红线直接识别的生态源地面积为 22 746.8 km², 占研究区总面积的 17.7%, 主要分布于天山南麓和区内河流周边区域; ②两种方法界定的生态源地在空间分布在上存在着较大差异。综合评估法界定的生态源地中有 59.4% 不在生态保护红线内, 面积为 6 787.0 km²。③导致两种结果差异的主要原因在于生态保护红线侧重于对生态用地本身生态功能的保护, 而生态源地的概念结合了人的需求, 更侧重于各类生态系统为人类生产生活提供的服务。[结论] 未来的工作中, 需要考虑如何将侧重满足社会需求的生态源地与侧重生态环境保护的生态红线相统一, 应选择以定量识别生态源地为主, 以定性识别生态源地为辅, 综合划定生态源区, 并提出潜在的规划和政策建议, 以实现社会经济和自然环境的协调发展。

关键词: 生态修复; 源地识别; 生态保护红线; InVEST 模型; 阿克苏地区

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2021)04-0174-08

中图分类号: F301.24, X171.1

文献参数: 徐彩芳, 曹月娥, 许仲林, 等. 新疆维吾尔自治区阿克苏地区生态源地的识别方法研究[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4): 174-181. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.04.025; Xu Caifang, Cao Yuee, Xu Zhonglin, et al. A study on identification methods of ecological source area in Aksu area, Xinjiang Uygur Autonomous Region [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(4): 174-181.

A Study on Identification Methods of Ecological Source Area In Aksu Area, Xinjiang Uygur Autonomous Region

Xu Caifang^{1,2}, Cao Yuee^{1,3}, Xu Zhonglin^{1,2}, Yang Jianjun^{1,2}, Zeng Zhiyong^{1,2}

(1.College of Resources and Environmental Sciences, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang

830046, China; 2.Key Laboratory of Oasis Ecology Ministry of Education, Urumqi, Xinjiang 830046, China;

3.School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234, China)

Abstract: [Objective] The ecological source area was identified in Akesu area, Xinjiang Uygur Autonomous Region, in order to provide strategies and suggestions for the construction of the ecological security pattern of the region and the sustainable ecological restoration of the land and space. [Methods] Taking Aksu area in Xinjiang as an example, the ecological source area were identified by quantitative method (comprehensive evaluation method based on the InVEST model) and qualitative method (the ecological conservation redline was identified in the direct way). On this basis, the differences between the two results and their causes were compared to determine whether the ecological protection red line could reflect human demand for ecosystem services. [Results] ① The ecological source area identified based on the comprehensive evaluation method using the InVEST model was 11 433.6 km², accounting for 8.9% of the total area, mainly distributed in the

收稿日期: 2021-01-15

修回日期: 2021-04-06

资助项目: 国家自然科学基金项目“基于多核素联合示踪的干旱区风蚀对有机碳的影响研究”(41661057)

第一作者: 徐彩芳(1996—), 男(汉族), 贵州省遵义市人, 硕士研究生, 研究方向为国土资源评价与3S技术应用。Email: 1099743495@qq.com。

通讯作者: 曹月娥(1976—), 女(汉族), 新疆维吾尔自治区昌吉市人, 博士, 副教授, 主要国土资源评价和国土空间规划。Email: caoyuee@shnu.cn。

rivers and surrounding areas. The ecological source area identified directly based on the ecological conservation redline was 22 746.8 km², accounting for 17.7% of the total study area, mainly distributed in the south of Tianshan Mountain and surrounding areas of rivers. ② There are great differences in the spatial distribution of the ecological source areas identified by the two methods. About 59.4% area of the ecological source identified by comprehensive evaluation was not in the ecological conservation redline, occupying 6 787.0 km². ③ The main reason for the difference between the two results was that the ecological conservation redline focused on the protection of ecological functions of the ecological land, while the concept of ecological source combined the requirements of human beings, and preferred the services that the ecological system provided to human production and living. [Conclusion] In the future, it is necessary to consider how to unify the concept of the ecological source areas that focus on meeting the social requirements with the ecological conservation redline that focus on the ecological environment conservation. We should define the ecological source in a comprehensive manner, based on the quantitatively identified ecological source as the primary factor and the qualitatively identified ecological source as the secondary factor, and propose advices for potential plans and policies to realize the coordinated development of the social economy and natural environment.

Keywords: ecological restoration; source area identification; ecological protection red line; InVEST model; Aksu area

在经济的发展和城镇化的推进过程中,由于人类对自然资源不恰当的利用开发,生态环境问题凸显^[1]。如何合理的开发、保护、修复国土空间,变革土地利用方式,成为当前实现可持续发展的当务之急^[2]。党的十九大报告明确了建设生态文明、美丽中国的总体要求。2019年《中共中央国务院关于建立国土空间规划体系并监督实施的若干意见》中也明确了国土空间生态修复的实施要求,即坚持山水林田湖草生命共同体理念,加强生态环境分区管治,量水而行,保护生态屏障,构建生态廊道和生态网络,推进生态系统保护和修复^[2-3]。2019年,中共中央办公厅、国务院办公厅印发《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》,提出了要建成中国特色的以国家公园为主体的自然保护地体系^[4]。生态安全格局是国土空间生态修复的重要空间优化途径,是目前山水林田湖草系统治理的重要抓手,目前已经基本形成了“生态源地识别—阻力面构建—廊道提取—战略点判别—网络构建”的基本研究范式^[5]。其中,生态源地识别是生态安全格局构建的基础。生态源地是生态系统提供服务、产品以及生态流的源地。生态源地研究方法方面,以往研究中国内外学者对生态源地的识别方法研究已较为成熟,如将生境质量较好的自然保护区直接识别为生态源地。或构建综合评估体系,结合生态系统服务及敏感性识别^[6]。可总结为两种方法,即生态源地的识别一般采用定量判别的综合评估指标法或定性判别的直接识别法^[5]。综合指标法是以实现人类福祉为目标,选择多种生态系统产品,核算其生态总价值或综合评估其生态系统服务,进而识别生态源地^[7-10]。但对于指标的选择、权重的设置,根据生态源地概念不同,设置方法有所区

别。等权重法考虑指标间具有同等重要性,但忽视了人类需求对指标的权重影响。非等权重法,如专家打分法、AHP法等则具有较大的主观性。直接识别法是直接选择自然保护区、风景名胜区的空间范围作为生态源地^[10-11],但主要考虑生态系统自身的功能,忽略了人类的需求。目前,较多的研究采用综合评估指标法识别生态源地。这些方法,强调生态系统对人类所能提供的服务,但忽略了人类活动对生态系统的影响以及人类活动对生态用地的需求^[5-6]。本研究选择生境维持、产水、粮食供给、碳固定4种指标,使提取结果尽可能满足干旱区人类活动的需求。研究对象方面,生态安全格局的研究尺度逐步从大范围综合研究逐步向小范围精细研究转变^[13-14]。对于区域生态安全格局分析有助于解释当地生态环境变化,对服务当地国土空间生态修复、转变土地利用方式具有重要意义。当前对该方面的研究主要集中在我国中东部生态环境质量较高的发达地区^[7,10],而对于干旱区生态安全格局的研究主要集中于城市或流域的生态安全分析和格局构建^[15-18]。阿克苏地区的生态源地识别研究较少,对生态源地的识别目前仍有待深入。

阿克苏地区位于天山南坡,塔里木盆地北缘,是典型的干旱地区。在城镇化和全球气候变化影响下,本就脆弱的生态环境面临着巨大的生态灾害风险^[19]。亟需有效识别生态保护源地,构建地区生态安全格局,对生态环境进行有效调控,从而保障生态系统服务功能及服务的充分发挥^[20]。为此,本文以中国新疆阿克苏地区为研究区域,采取定性(基于生态保护红线的直接识别法)和定量(基于InVEST模型的生态系统服务综合评估法)识别生态源地。本研究的目的是比较采用两种方法对生态源地识别生态

源地的结果,判断目前划定的生态保护红线能否很好地体现阿克苏地区人类对生态系统需求,并阐明方法间差异,以期为阿克苏地区生态安全格局构建和可持续发展的国土空间生态修复提供策略与建议。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

阿克苏地区位于 $39^{\circ}30' - 42^{\circ}41' N$, $78^{\circ}03' - 84^{\circ}07' E$,地处新疆维吾尔自治区天山南麓、塔里木盆地北部,地势北高南低,北部山峰众多,南部是塔克拉玛干沙漠,中部是冲击平原、戈壁与绿洲相间分布。河流主要包括塔里木河、和田河、渭干河、木扎尔特河、阿克苏河、托什干河。全区面积约 $1.31 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。阿克苏地区下辖包括阿克苏市、阿瓦提县、拜城县、柯坪县、库车县、沙雅县、温宿县、乌什县、新和县等 9 个县级行政单元。阿拉尔市为新疆生产建设兵团下辖县级市,不属于阿克苏地区,故不纳入本文研究区域。据 2018 年统计,地区总人口 256.16 万人,其中城镇人口 87.83 万人,乡村人口 168.33 万人。阿克苏地区属于温带大陆性气候,气候干燥,降雨量少、蒸发量

大,年均降雨量仅为 90 余毫米,而年均蒸发量约高达 1 500 mm,光热资源丰富,年均日照时数约为 3 000 h,多年平均气温 $10.7^{\circ} C$,年均无霜期约 200 d。阿克苏地区林地、耕地、草地主要分布在河流流域。塔里木河流域土地利用类型以林地为主,也有部分耕地。和田河流域土地利用类型以林地为主,周边有大片的沙漠。渭干河流域土地利用类型以耕地为主。木扎尔特河流域以耕地为主,有少数草地,南北均为大片的沙漠。阿克苏河流域以耕地为主。托什干河土地利用类型以耕地为主,南北有较多的草地。

1.2 数据来源

研究所用数据详见表 1。包括土地利用数据,含 7 种一级地类;归一化植被指数 (NDVI) 数据,取值 $[0, 1]$;海拔高度 (DEM) 取值 $724 \sim 7\ 425 \text{ m}$ 。生态红线含防风固沙、水土流失、水源涵养、土地沙化 4 类共 7 个生态保护红线区。粮食产量是各县的粮食作物产量 (t)。本文所采用的数据处理软件包括 ArcGIS 10.2,数据处理均在 CGCS 2000 坐标下进行,土地利用数据为矢量数据,需将矢量转 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ 栅格,统一数据格式,便于计算。

表 1 研究所用数据来源信息

数据名称	分辨率	年份	来源
土地利用数据	矢量	2018	阿克苏地区土地利用变更数据库
NDVI	30 m	2018	地理空间数据云 (http://www.gscloud.cn/)
DEM	30 m	—	中国科学院资源环境科学与数据中心 (http://www.resdc.cn/)
生态保护红线	矢量	2018	阿克苏地区自然资源局
粮食产量	文本	2018	新疆统计年鉴
行政区划数据	矢量	2018	阿克苏地区自然资源局
塔里木河流域土壤数据集	1 km	2008	国家青藏高原科学数据中心 (http://westdc.westgis.ac.cn)

2 研究方法

定性研究方法部分,本研究直接采用生态保护红线代表生态源地。定量研究方法部分,本研究基于生态系统服务综合评估识别生态源地。生态系统服务是生态系统所提供的用于维持人类生存和发展的自然环境条件和效用,是人类从生态系统中获得的各种惠益,一般包括供给、调节、支持、文化服务 4 类^[21-23]。本研究根据前人成果^[6],确定了生境维持 (habitat maintenance)、产水 (water yield)、粮食供给 (food supply)、碳固定 (carbon storage) 4 种关键的生态系统服务。这 4 种生态系统服务选择主要考虑人类对生态系统服务的需求、干旱区特点、数据可获得性。将需要保护干旱区生境质量好、产水条件好、粮食供应多、能固定碳的区域划为生态源地。由于在该区域

人类对文化服务需求相对较低,故不考虑文化活动 (如休憩等) 所提供的生态系统服务。另一方面,较中国东部城市,阿克苏地区数据较难获取,故只选取 4 种指标识别生态源地。

2.1 生境维持

生境质量表示基于生存资源的可获得性、生物繁殖与存在数量、生态系统为个体和种群所提供的适宜生存条件的能力^[24]。随着土地利用强度的增加,会对栖息地带来潜在的破碎化和邻近生境退化,也就意味着生境质量的退化。生境质量取值一般为 $0 \sim 1$,值越高意味着区域的生境质量越好,反之则越差。本研究采用 InVEST 模型计算生境质量,首先计算生境退化度、其次计算生境质量,如公式(1)~(2)所示。

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_{y i_{rxy}} \beta_x S_{jr} \quad (1)$$

式中: D_{xj} 为第 j 类土地利用栅格点 x 的生境退化程度或总胁迫水平; Y_r 为胁迫因子 r 的栅格点数量; R 为胁迫因子数量; W_r 为胁迫因子 r 的权重,经归一化处理后的和为 1; r_y 为栅格点所受影响胁迫因子数量; i_{rxy} 为栅格点 y 的胁迫因子 r 对生境栅格点 x 的影响; β_x 为法律保护程度; S_{jr} 为第 j 类土地利用类型对胁迫因子 r 的敏感性,值越接近 1 越敏感。

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^2} \right) \right] \quad (2)$$

式中: Q_{xj} 为生境质量指数; H_j 是土地利用类型的生境类型得分; z, k 为尺度常数, z 一般取值为 2.5, k 为半饱和常数,一般取值为生境退化度最大值的 1/2。

生境质量计算需要设置威胁因子以及各地类的生境适宜度和敏感值。本研究主要参考以新疆为研究区域的研究^[24-26],综合考虑干旱区特殊性和人类活动特征,设置威胁因子及胁迫程度、不同土地利用类型的生境适宜性及敏感性详见表 2—3。

表 2 威胁因子及其胁迫强度

威胁因子	最大胁迫距离	权重	空间衰退类型
耕地	4	0.6	线性
农村居民用地	6	0.6	指数
其他建设用地	7	0.7	指数
未利用地	4	0.4	线性

表 3 不同土地利用类型的生境适宜性及敏感性

土地利用类型	生境适宜度	威胁因子			
		耕地	农村居民用地	其他建设用地	未利用地
耕地	0.5	0	0.6	0.7	0.4
有林地	1	0.7	0.8	0.8	0.5
草地	0.7	0.7	0.8	0.8	0.7
水域	0.9	0.4	0.6	0.7	0.5
农村居民用地	0	0	0	0	0
其他建设用地	0	0	0	0	0
未利用地和沙漠	0.3	0.4	0.5	0.6	0

2.2 产水

本研究采用 InVEST 模型的 Water yield 模块计算产水量。其原理基于水量平衡,通过降水、植被蒸腾、地表蒸发、根系深度、土层深度等参数计算产水量^[27],如公式(3)—(7)所示。

$$Y_{xj} = 1 - \frac{AET_{xj}}{P_x} P_x \quad (3)$$

$$\frac{AET_{xj}}{P_x} = \frac{1 + \omega_x R_{xj}}{1 + \omega_x R_{xj} + 1/R_{xj}} \quad (4)$$

$$\omega_x = Z \frac{AWC_x}{P_x} \quad (5)$$

$$R_{xj} = \frac{k_{xj} \times ET_{0x}}{P_x} \quad (6)$$

式中: Y_{xj} 为年产水量; P_x 为年均降水量; AET_{xj} 为年均蒸散量; R_{xj} 为干燥指数; ω_x 为植物年需水量和降水量比例; Z 为表征降水季节性特征的一个常数; AWC_x 为植被含水量; ET_{0x} 为潜在蒸散发量; k_{xj} 为植被蒸散发系数。

模型计算需要年均降水量、年平均潜在蒸散量、土层深度、植被可利用水含量、土地利用类型、流域范围、生物物理表、 Z 参数。其中,年均降水量和潜在蒸散量参考阿克苏地区以往研究^[28]。土层深度和植被可利用水含量来源于国家青藏高原科学数据中心^[29],获取塔里木河流域内的土壤数据集,获取其中各类土壤含量、土壤参考深度数据。植被可利用水含量采用 AWC 模型进行计算^[30]。流域数据在 ArcGIS 中使用水文分析功能,依据 DEM 数据提取。生物物理表、蒸散发系数、根系深度^[27,31]详见表 4。

表 4 生物物理和蒸散发系数

土地利用类型	根系深度/mm	蒸散系数
耕地	700	0.8
有林地	7 000	0.8
草地	700	0.7
沟渠	500	1
河流	1 000	0.9
永久冰川	10	0.8
农村居民用地	500	0.4
其他建设用地	500	0.3
未利用地和沙漠	10	0.5

$$AWC = 54.509 - 0.132SAN - 0.03SAN^2 - 0.055SIL - 0.006SIL^2 - 0.738CLA + 0.007CLA^2 - 2.688C + 0.501C^2 \quad (7)$$

式中:AWC为植被可利用水含量; SAN为土壤沙粒含量(%); SIL是土壤粉粒含量(%); CLA是土壤黏粒含量(%); C为土壤有机质含量(%)。

2.3 粮食供给

粮食供给选择以往研究中常用的 NDVI 配比法^[32],表达式为:

$$Fs_{mn} = NDVI_{mn} / NDVI_{sum_n} \times Fs_n \quad (8)$$

式中: Fs_{mn} 为第 n 个县第 m 个栅格的粮食供给服务能力; $NDVI_{mn}$ 为该栅格全年最大值; $NDVI_{sum_n}$ 为耕地图层在第 n 个县的 NDVI 全年最大值总和; Fs_n 为第 n 个县的粮食年产量。该公式只适用于耕地,其他土地类型默认为不生产粮食。

2.4 碳固定

碳固定计算方法基于 InVEST 模型的碳存储模块,其中陆地生态系统碳储量主要由 4 个基本碳库组成,分别为地上碳库、地下碳库、土壤碳库、死有机质碳库(包括凋落物、枯落物),单位为 mg。InVEST 模型需要输入不同土地利用类型的碳密度,参考以往新疆地区的研究确定了模型输入的碳密度^[33]。

$$C_{\text{tol}} = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{soil}} + C_{\text{dead}} \quad (9)$$

式中: C_{tol} 为碳总储量; C_{above} 为地上生物碳储量; C_{below} 为地下生物碳储量; C_{soil} 为土壤碳储量; C_{dead} 是土壤死有机质碳储量。

2.5 生态源地识别

参考以往研究,指标的选择、权重的设置,根据生态源地概念不同,设置方法有所区别。等权重法考虑指标间具有同等重要性,但忽视了人类需求对指标的权重影响。非等权重法,如专家打分法、AHP 法等则具有较大的主观性。权重如何设置也是学界一大研究难点。本文研究生态源地识别考虑景观的多功能性和单一生态系统服务的重要性以及不可替代性,为避免权重分配的不合理所导致评价结果的失实,采用等权重法。生态源地识别的方法,标准化 4 种生态系统服务后等权重叠加^[5],获得生态系统综合评估指数(ES)。参考以往研究^[6],本研究将综合评估指数的前 25% 以及单一生态系统服务的前 10% 确定为重要生态源地,既能识别出综合生态系统服务好的区域,也能识别出重要的提供单一生态系统服务的区域,从而全面的识别生态源地。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务

阿克苏地区平均生境质量指数为 0.499,说明生境质量一般(图 1)。此外,生境质量指数呈现出显著的空间差异性,生境质量最好的区域位于沙雅县中部、库车县南部的塔里木河流域以及阿瓦提县的和田河流域。生境质量较好区域包括拜城县中南部的木扎尔特河流域、新和县、库车县和沙雅县交界的渭干河流域,阿克苏市和温宿县南部的阿克苏河流域,乌什县中部的托什干河流域。生境质量最差的区域主要包括各县城建设用地、阿克苏市、阿瓦提县和沙雅县的南部、温宿县北部、拜城县、新和县西北部、柯坪县西部的沙漠与戈壁滩和永久冰川。

阿克苏地区产水量如图 2 所示,其平均产水量较少,仅为 5.37 mm,说明阿克苏地区整体产水量极少。但从空间分布上看,呈现明显的北多南少特征,

尤其是北部的天山水源保护区。产水量最高仅为 606.883 mm,相对而言,南部沙漠产水量极低。

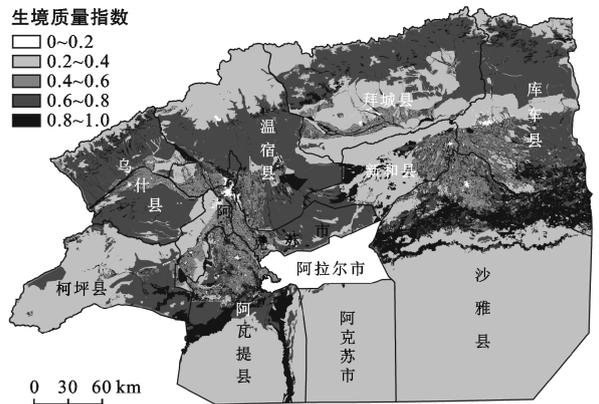


图 1 阿克苏地区生境质量等级分布

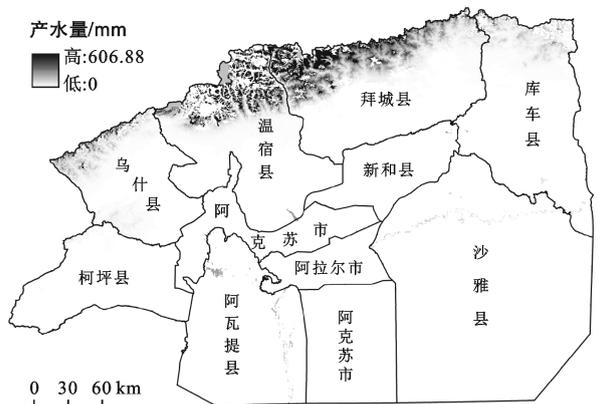


图 2 阿克苏地区产水量分布

阿克苏地区粮食供给服务能力如图 3 所示。粮食供给服务能力高值区域主要为拜城县中南部的木扎尔特河流域。较高的是乌什县中部、温宿县南部、阿瓦提县北部的托什干河流域和阿克苏河流域,以及新和县、库车县、沙雅县的交界处的渭干河流域。

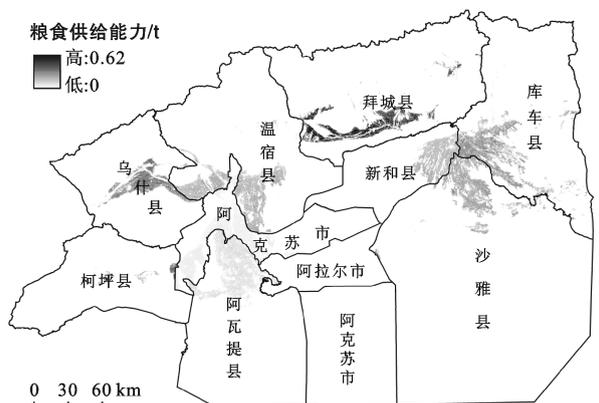


图 3 阿克苏地区粮食供给服务能力分布

阿克苏地区碳储量如图4所示。碳储量最高的区域位于沙雅县北部和库车县南部交界的塔里木河流域、阿瓦提县的和田河流域。木扎尔特河流域、渭干河流域、阿克苏河流域、托什干河流域的林粮间作的耕地较多,碳储量也较高,而沙地、永久冰川地区的碳储量最低。

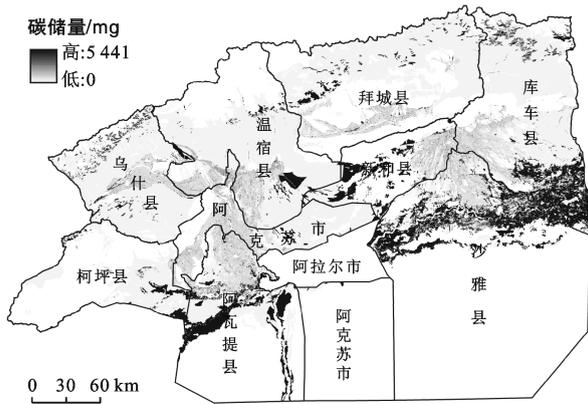


图4 阿克苏地区碳储量分布

阿克苏生态系统综合评估平均值为0.157,说明整体的生态系统服务较差(图5)。从空间分布上看,生态系统服务较好的区域位于沙雅县北部和库车县南部地带、阿瓦提县的和田河流域。生态系统服务较好的区域位于拜城县中南部的木扎尔特河流域、新和县库车县和沙雅县交界的渭干河流域、阿克苏地区和温宿县南部的阿克苏河流域以及乌什县中部托什干河流域。生态系统服务较差的区域位于各县城建设用地和阿克苏市、阿瓦提县和沙雅县的南部、温宿县北部、拜城县、新和县西北部、柯坪县西部的沙漠与戈壁滩和永久冰川,这些区域难以提供各类生态系统服务,对人类的惠益较少。

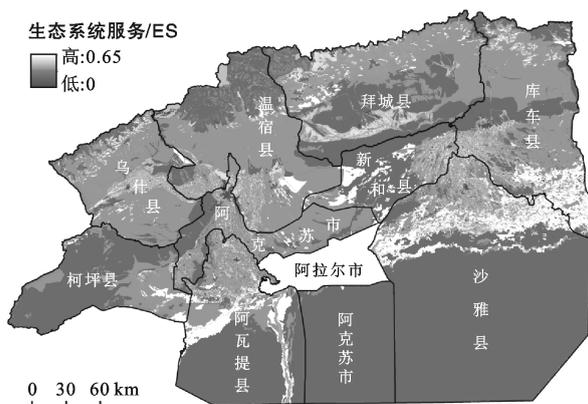


图5 阿克苏地区生态系统服务综合评估结果

3.2 生态源地识别结果对比

通过综合评估法识别的阿克苏地区主要分布于

域内河流及周边区域,面积为11433.6 km²,占全区面积的8.9%(图6)。生态源地最为集中的是位于沙雅县北部和库车县南部交界地带的塔里木河流域,以及绿洲较为密集的阿瓦提县和田河流域。该区域生境质量好,碳储量高。生态源地较为破碎的区域包括新和县、库车县和沙雅县交界地带的渭干河流域,拜城县中南部木扎尔特河流域,温宿县南部和阿克苏北部连片的阿克苏河流域。乌什县中部的托什干河流域。这些区域生境质量较好,碳储量较高,同时有较好的粮食供给服务能力。

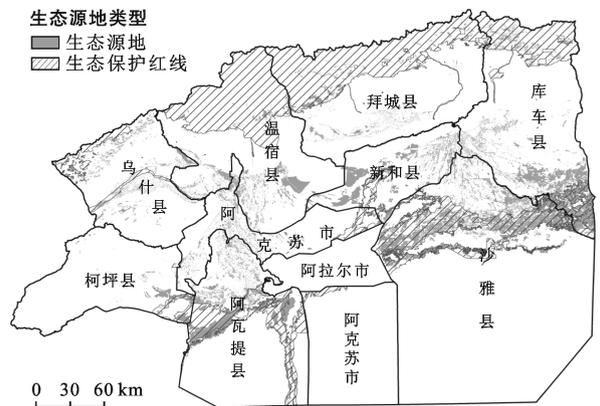


图6 阿克苏地区两种生态源地识别结果

基于生态保护红线直接识别法确定的阿克苏地区生态源地包括7个主要红线区(图6),分别为和田防风固沙生态保护红线区、喀什噶尔河—叶尔羌河流域防风固沙生态保护红线区、托什干河防风固沙生态保护红线区、天山南脉水土流失生态保护红线区、天山南脉水源涵养生态保护红线区、天山水源涵养生物多样性维护生态保护红线区、塔里木河流域土地沙化生物多样性维护生态保护红线区,面积为22746.8 km²,占全区面积的17.7%,主要分布于天山南麓和域内河流周边区域。

对比综合评估法和直接识别法的生态源地结果可知(表5),59.4%的生态源地不在生态保护红线内,面积为6787.0 km²,而位于生态保护红线内的面积为4638.9 km²,占比40.6%。说明通过综合指标法识别的生态源地和通过直接识别法识别的生态源地有较大差异。其中,生态保护红线和生态源地重叠最好的是塔里木河流域、喀什噶尔河—叶尔羌河流域,生态源地重叠生态保护红线面积比超过40%。和田河流域、托什干河流域内生态源地重叠生态保护红线面积比在10%~40%之间,与生态红线重叠一般。其他区域的生态保护红线区和生态源地的重叠较差。

表 5 阿克苏地区两种生态源地结果对比

生态保护红线	生态源地 面积/km ²	占红线 面积比/%
和田河防风固沙红线区	346.8	28.3
喀什噶尔河—叶尔羌河流域防风固沙红线区	652.8	43.9
托什干河防风固沙红线区	53.0	17.5
天山南脉水土流失红线区	6.0	3.1
天山南脉水源涵养红线区	9.5	3.5
天山水源涵养、生物多样性维护红线区	714.4	5.1
塔里木河流域土地沙化、生物多样性维护红线区	2 856.4	53.0
生态保护红线外	6 794.9	—

4 讨论

4.1 生态源地识别方法辨析

本研究分别使用了综合评估法和直接识别法判定了阿克苏地区的生态源地。研究表明两种方法识别的生态源地差异较大。两者差异其主要原因首先在于概念的界定,其次是研究方法的差异。概念界定方面,生态保护红线和生态源地概念存在差异。中共中央办公厅、国务院办公厅印发的《关于在国土空间规划中统筹划定落实三条控制线的指导意见》中,也明确了生态保护红线概念,即指在生态空间范围内具有特殊重要生态功能、必须强制性严格保护的区域。优先将具有重要水源涵养、生物多样性维护、水土保持、防风固沙、海岸防护等功能的生态功能极重要区域,以及生态极敏感脆弱的水土流失、沙漠化、石漠化、海岸侵蚀等区域划入生态保护红线^[34]。而本研究的生态源地是生态安全格局中的概念,着重是考虑用于维持人类生存和发展的自然环境条件和效用,是人类从生态系统中获得的各种惠益的区域^[21-23]。两者的共同点在于重视水源涵养、生物多样性、水体保持等。区别主要在于生态保护红线侧重对生态用地本身的保护,保护的是生态功能,而生态源地的概念结合了人的需求,更侧重各类生态系统为人类所能提供的服务。因此,从生态源地概念与生态保护红线概念间并不完全重合。概念差异从而导致两种识别方法的结果存在显著的差异。直接定性的以生态保护红线识别的结果不能代表生态源地。需要分析生态源地概念,从生态系统服务出发,通过定量研究识别生态源地。

4.2 潜在创新点与研究方向

本研究从生态安全格局理论出发,使用定性和定量两种方法识别生态源地,并创新阐明两种方法识别结果之间的差异。未来研究中,可探索将综合评估法识别的阿克苏地区的生态源地与生态保护红线划定

结果相融合,共同识别阿克苏地区生态源地,构建科学完善的生态安全格局。

本研究对识别干旱区脆弱、敏感生态系统的生态源地具有一定的参考意义。与生态本底条件较好的湿润区相比,干旱区独特的生态环境特征决定了其特殊的生态基底,干旱区生态环境较好的绿洲区域同时也是人类生产生活的主要活动区域。合理的划定生态保护与生产生活之间的“缓冲地带”,首要任务是精准识别生态源地。相较于单一的定量或定性分析均无法全面、系统的划定生态保护源地,只有将保护生态环境功能与生态系统服务功能相结合,综合划定生态源地才是建立切实可行的干旱区生态安全格局的重要基础。

在国土空间规划体系中,生态保护红线是其中重要的一项,但对生态修复系统性研究仍需推进。以本文为基础,未来工作中可从生态安全格局“生态源地识别—阻力面构建—廊道提取—战略点判别—网络构建”的研究范式出发,构建干旱地区的生态安全格局与生态修复网络。从国家层面印发实施的《关于划定并严守生态保护红线的若干意见》《关于全面加强生态环境保护坚决打好污染防治攻坚战实施意见》《关于建立国土空间规划体系并监督实施的若干意见》《生态保护红线勘界定标技术规程》等,强调了对重要生态功能的保护^[34]。但目前规划中,更多的强调从景观生态学角度出发实现对国土空间的生态修复^[2],而对生态安全格局的整体把握和考虑仍然相对欠缺。未来的规划体系中,可基于生态安全格局,划定多层次生态修复网络,以完善对生态红线的补充。本研究基于生态系统服务定量识别的生态源地可作为生态安全格局研究的基础,通过划定城市/区域层面的生态修复网络,限制网络内的开发建设行为,并辅以各类生态修复的政策和措施,不仅有助于国土生态空间的整体保护和系统治理,也有助于从系统性、协同性角度出发,处理生态修复和社会经济发展的权衡关系。

另外,本研究借鉴了以往在研究中的东部生态环境质量较高的发达地区生态源地识别方法,由于干旱区的数据限制,使用这些方法对研究阿克苏地区存在一些困难。受数据限制,目前选择了 4 类最重要的生态系统服务指标,未来在数据逐步开放之后,可选择更多的指标,完善生态系统服务综合评估。与此同时,指标间权重虽已经参考了较多前人的研究,但仍然受主观影响较大,未来研究中可构建更为客观的权重指标体系。

5 结论

本文选择直接识别法和综合指标法识别了新疆阿克苏地区的生态源地。定性方法基于生态保护红线,定量方法选择生态系统服务综合评估方法。在上述工作基础上,比较了两种方法得到的生态源地差异已经产生差异的原因。研究主要结论如下:

通过综合评估法,基于生态系统服务识别的生态源地面积为 11 433.6 km²,占全区面积的 8.9%。主要分布在 6 条河流及其周边流域。生态源地最为集中的是塔里木河流域以及和田河流域。生态源地较为破碎的 4 个流域为渭干河流域、木扎尔特河流域、阿克苏河流域、托什干河流域。通过直接识别法,基于生态保护红线识别的生态源地分为 7 个区域,面积为 22 746.8 km²,占全区面积的 17.7%,主要分布于天山南麓和域内河流周边区域。

对比综合评估法和直接识别法的生态源地结果发现,二者重叠区域面积为 4 638.9 km²,不重叠区域面积为 6 794.7 km²,不重叠面积是重叠面积的 1.46 倍,表明通过综合评估法和直接识别法识别的生态源地有较大差异。在生态文明视角下,通过阐释概念差异,将来的工作需要考虑如何将侧重满足社会需求的生态源地与侧重生态环境保护的生态红线相统一,应选择综合评估法定量识别生态源地为主,以定性识别生态源地为辅,综合划定生态源区,并提出潜在的规划和政策建议,实现社会经济和自然环境的协调发展。

[参 考 文 献]

- [1] 刘时栋,刘琳,张建军,等.基于生态系统服务能力提升的干旱区生态保护与修复研究:以额尔齐斯河流域生态保护与修复试点工程区为例[J].生态学报,2019,39(23):8998-9007.
- [2] 彭建,吕丹娜,董建权,等.过程耦合与空间集成:国土空间生态修复的景观生态学认知[J].自然资源学报,2020,35(1):3-13.
- [3] 王克林,岳跃民,陈洪松,等.喀斯特石漠化综合治理及其区域恢复效应[J].生态学报,2019,39(20):7432-7440.
- [4] 中共中央办公厅,国务院办公厅印发《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》[R/OL].http://www.gov.cn/zhengce/2019-06/26/content_5403497.htm.2019.
- [5] 苏冲,董建权,马志刚,等.基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护修复优先区识别:以四川省华蓥山区为例[J].生态学报,2019,39(23):8948-8956.
- [6] 吴茂全,胡蒙蒙,汪涛,等.基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别[J].生态学报,2019,39(13):4720-4731.
- [7] 吴健生,张理卿,彭建,等.深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J].生态学报,2013,33(13):4125-4133.
- [8] 于成龙,刘丹,冯锐,等.基于最小累积阻力模型的东北地区生态安全格局构建[J].生态学报,2021,41(1):1-12.
- [9] 钟晓春.浮州市生态安全格局构建方法研究[D].江西赣州:江西理工大学,2017.
- [10] 吴健生,岳新欣,秦维.基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建:以重庆两江新区为例[J].地理研究,2017,36(3):429-440.
- [11] 杨姗姗,邹长新,沈渭寿,等.基于生态红线划分的生态安全格局构建:以江西省为例[J].生态学杂志,2016,35(1):250-258.
- [12] 李国煜,林丽群,伍世代,等.生态源地识别与生态安全格局构建研究:以福建省福清市为例[J].地域研究与开发,2018,37(03):120-125.
- [13] 徐德琳,邹长新,徐梦佳,等.基于生态保护红线的生态安全格局构建[J].生物多样性,2015,23(6):740-746.
- [14] 王鹏,王亚娟,刘小鹏,等.干旱区生态移民土地利用景观格局变化分析:以宁夏红寺堡区为例[J].干旱区资源与环境,2018,32(12):69-74.
- [15] 朱亚楠,蒲春玲,乌鲁木齐市土地利用景观格局变化及生态安全分析[J].生态科学,2020,39(2):133-144.
- [16] 梁二敏,张军民.新疆玛纳斯河流域景观格局变化的生态安全分析[J].水土保持研究,2016,23(3):170-175.
- [17] 张飞,塔西甫拉提·特依拜,曹鑫,等.干旱区内陆艾比湖流域景观格局时空变化及生态安全评价[J].水土保持通报,2015,35(1):249-255,363.
- [18] 刘维忠,陈彤,柴军.新疆塔城盆地生态安全格局与可持续发展对策研究[J].新疆农业大学学报,2002,25(2):83-86.
- [19] Naveh Z. From biodiversity to ecodiversity: A landscape-ecology approach to conservation and restoration [J].Restoration Ecology, 1994,2(3):180-189.
- [20] 彭建.区域生态安全格局构建研究进展与展望[J].地理研究,2017,36(3):407-419.
- [21] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems [M]. Washington D C: Island Press, 1997.
- [22] Toth F L. Ecosystems and Human Well: A Framework for Assessment [M]. Washington D C: Island Press, 2005.
- [23] 王晓峰,程昌武,尹礼唱,等.新疆生态系统服务时空变化及权衡协同关系[J].生态学杂志,2020,39(3):990-1000.
- [24] 刘方田,许尔琪.基于土地利用的新疆兵团与非兵团生境质量时空演变的对比[J].应用生态学报,2020,31(7):2341-2351.

- [17] 赵莺燕,于法稳.黄河流域水资源可持续利用:核心、路径及对策[J].中国特色社会主义研究,2020(1):52-62.
- [18] 余灏哲,李丽娟,李九一.一体化进程中京津冀水资源利用与城市经济发展关系时空分析[J].南水北调与水利科技,2019,17(2):29-39.
- [19] 熊鹰,苏孟婷,张方明,等.长株潭城市群城镇化进程与水资源利用响应关系研究[J].人文地理,2018,33(6):69-76.
- [20] 高新才,殷颂葵.西北地区城市水资源利用效率时空演变及俱乐部趋同分析[J].经济经纬,2021,38(2):5-13.
- [21] 郑乐,杨法暄,钱会,等.基于超效率 DEA 模型的宁夏工业水资源利用效率研究[J].水资源与水工程学报,2020,31(2):81-86.
- [22] 李莉,刘爽.基于 DEA-BCC 模型的新疆水资源利用效率时空差异性分析[J].水文,2019,39(2):28-32.
- [23] 李跃.基于 SFA 的我国区域水资源利用效率及影响因素分析[J].水电能源科学,2014,32(12):39-42.
- [24] 陈菁泉,刘娜,马晓君.中国八大综合经济区能源生态效率测度及其驱动因素研究[J].中国环境科学,2021,41(5):2471-2480.
- [25] 刘润润,薛景丽,郑新奇.结构方程模型在城市研究中的应用述评[J].资源开发与市场,2012,28(3):222-226.
- [26] 孟丽红,吴绍雄,郑蓬蓬,等.江西省水资源利用时空变化特征及区域差异[J].水土保持通报,2020,40(5):276-283.
- [27] 崔丹,李瑞,陈岩,等.基于结构方程的流域水环境承载力评价:以湟水流域小峡桥断面上游为例[J].环境科学学报,2019,39(2):624-632.
- [28] 张宁宁,粟晓玲,周云哲,等.黄河流域水资源承载力评价[J].自然资源学报,2019,34(8):1759-1770.
- [29] Pan Zhengwei, Wang Yanhua, Jin Juliang, et al. Set pair analysis method for coordination evaluation in water resources utilizing conflict [J]. Physics and Chemistry of the Earth (Parts A/B/C), 2017, 101: 149-156.
- [30] 韩雁,贾绍凤,鲁春霞,等.水资源与社会经济发展要素时空匹配特征:以张家口为例[J].自然资源学报,2020,35(6):1392-1401.
- [31] 周有荣,崔东文.云南省水资源—经济—社会—水生态协调度评价[J].人民长江,2019,50(3):136-144.
- [32] 吴明隆.结构方程模型-AMO 的操作与应用[M].重庆:重庆大学出版社,2008.
- [33] 凌敏华,陈万贺.地下水资源对新疆经济社会支撑作用的定量评价[J].水资源保护,2021,37(2):49-54,64.
- [34] 吴青松,马军霞,左其亭,等.塔里木河流域水资源—经济社会—生态环境耦合系统和谐程度量化分析[J].水资源保护,2021,37(2):55-62.
- [35] 张红武,张罗号,景唤,等.山东对黄河流域生态保护和高质量发展的作用不可替代[J].水利水电技术(中英文),2021,52(1):1-21.
- [36] 林嵩.结构方程模型原理及 AMOS 应用[M].湖北武汉:华中师范大学出版社,2008.
- [37] 郑乐,杨法暄,钱会,等.基于超效率 DEA 模型的宁夏工业水资源利用效率研究[J].水资源与水工程学报,2020,31(2):81-86.
- [38] 马历,唐宏,冉瑞平,等.四川水资源压力与耕地利用效益变化的格局及耦合关系[J].中国农业资源与区划,2019,40(11):9-19.
- [39] 韩雁,贾绍凤,鲁春霞,等.水资源与社会经济发展要素时空匹配特征:以张家口为例[J].自然资源学报,2020,35(6):1392-1401.
- [40] 焦士兴,崔思静,王安周,等.河南省城镇化进程与水资源利用响应关系[J].水土保持研究,2020,27(4):239-246.
- [41] 何刚,夏业领,秦勇,等.长江经济带水资源承载力评价及时空动态变化[J].水土保持研究,2019,26(1):287-292.

(上接第 181 页)

- [25] 刘春芳,王川,刘立程.三大自然区过渡带生境质量时空差异及形成机制:以榆中县为例[J].地理研究,2018,37(2):419-432.
- [26] 张学儒,周杰,李梦梅.基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析[J].地理学报,2020,75(1):160-178.
- [27] 郭丽洁,尹小君,苟贞珍,等.基于 InVEST 模型的阿克苏河流域产水量评估及环境因素影响研究[J].石河子大学学报(自然科学版),2020,38(2):216-224.
- [28] 段峥嵘,祖拜代·木依布拉,夏建新.新疆阿克苏地区潜在蒸散量时空演变及驱动因素[J].新疆大学学报(自然科学版),2018,35(4):493-501,512.
- [29] Fischer G, Nachtergaele F, Prieler S, et al. Global agro-ecological zones assessment for agriculture (GAEZ2008) [M]. Laxenburg, Austria: IIASA, 2008.
- [30] 周文佐.基于 GIS 的我国主要土壤类型土壤有效含水量研究[D].江苏南京:南京农业大学,2003.
- [31] 窦攀烽,左舒翟,任引,等.气候和土地利用/覆被变化对宁波地区生态系统产水服务的影响[J].环境科学学报,2019,39(7):2398-2409.
- [32] 李军玲,郭其乐,彭记永.基于 MODIS 数据的河南省冬小麦产量遥感估算模型[J].生态环境学报,2012,21(10):1665-1669.
- [33] 徐自为,张智杰.基于土地利用变更调查的 2010—2016 年新疆尉犁县生态系统碳储量时空变化.环境科学研究,2018,31(11):1909-1917.
- [34] 中共中央办公厅.国务院办公厅印发《关于在国土空间规划中统筹划定落实三条控制线的指导意见》[R/OL]. http://www.gov.cn/zhengce/2019-11/01/content_5447654.htm.2019.