

生态政策对库布齐沙漠土地利用格局及生态系统服务价值的影响

赵敏敏^{1,3}, 周立华^{1,2}, 王思源⁴

(1. 中国科学院 寒区旱区环境与工程研究所沙漠与沙漠化重点实验室, 兰州 730000; 2. 中国科学院 科技战略咨询研究院, 北京 100190; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 兰州大学 资源环境学院, 兰州 730000)

摘要:为了探讨生态政策对库布齐沙漠土地利用格局及生态系统服务价值的影响,以内蒙古自治区杭锦旗为例,运用CA-Markov模型及生态系统服务价值评估法预测了非政策干预情景下的土地利用格局及生态系统服务价值,并与政策干预情景下的值进行了对比。结果显示:与非政策干预情景相比,政策干预后耕地面积降低了0.95万hm²,林地面积提高了9.26万hm²;生态系统服务价值增加了21.49亿元,其中气体调节功能、土壤形成与保护功能的生态系统服务价值分别增加了7.85亿元和7.59亿元,林地对生态系统服务价值的贡献率提高了13.41%。以上表明生态政策通过降低耕地增长速度、加快林地增长速度等途径优化了土地利用结构,促进了杭锦旗的生态系统服务价值增长及生态恢复。但实施生态政策后,仍存在生态效益空间分布不均匀及水域退化等问题,有待进一步解决。

关键词:地理学;生态系统服务价值;CA-Markov模型;土地利用变化;生态政策

中图分类号:F062.2;F301.2

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)02-0252-07

Effects of Ecological Policies on Land Use Types and Ecosystem Service Values in Hobq Desert

ZHAO Minmin^{1,3}, ZHOU Lihua^{1,2}, WANG Siyuan⁴

(1. Key Laboratory of Desert and Desertification, Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China; 2. Technology Strategy Consulting Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Earth Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

Abstract: To study the effects of ecological policies on land use and ecosystem service values in Hobq Desert, a case study of Hangjinqi, Inner Mongolia Autonomous Region was carried out. The CA-Markov model and the assessment method of ecosystem service value were integrated to predict the land use types and ecosystem service values without implementing ecological policies, then the predicted land use types and ecosystem service values without implementing ecological policies were contrasted with actual conditions with implementing ecological policies. The results showed that compared with the predicted land use types and ecosystem service value without implementing ecological policies, the actual area of farmland decreased 9 500 hm², while the actual area of woodland increased 92 600 hm²; besides, the actual ecosystem service value increased 2.15 × 10⁹ yuan, among which the actual values of gas regulation function and soil formation and protection function increased 785 million yuan and 759 million yuan, respectively, which made a great sense to the fragile ecosystem of Hangjinqi; furthermore, the actual contribution rate of the woodland increased by 13.41%. Thus, all of the results could demonstrate that implementing ecological policies could optimize the land use structure by decreasing the growth rate of farmland while increasing the growth rate of woodland, meanwhile it could promote the growth of ecosystem service values and ecological restoration process. Nevertheless, after implementing ecological policies there are still some problems to be solved, such as the unbalanced distribution of

the benefit of ecological policies and the degradation of water bodies.

Keywords: geography; ecosystem service value; CA-Markov model; land use changes; ecological policies

生态系统服务(Ecosystem Service)是指人类社会系统直接或间接从生态系统得到的利益,主要包括从生态系统获得产品(食物、洁净的水等)以及直接为社会成员提供的服务(污染物的消纳等)^[1]。生态系统服务能够创造相当的经济价值,因此也是全球经济的重要组成部分,使用经济指标量化生态服务的价值,可以加强人们对人类活动与生态系统关系的认知,是实现可持续发展的基础^[2]。由于土地利用作为人类最基本的实践活动,对维持生态系统服务功能起到了决定性作用^[3],因此基于土地利用格局量化生态系统服务价值的研究逐渐成为国内外学者研究的对象^[4-6]。

20世纪90年代以来,中国的西部地区实施了一系列生态政策,对这些地区的土地利用格局及生态系统服务价值造成了较大影响。鉴于这些地区生态环境脆弱、生态政策投入巨大,合理的评价生态政策的效益对区域社会经济发展和生态保护具有重要的理论和实践意义。然而以往研究多通过对比实施政策前后土地利用格局及生态系统服务价值的差异来反映政策效益^[7-8],忽略了政策实施期间其他驱动因素的影响,因此研究结果不够客观。CA-Markov模型集合了CA模型模拟系统空间变化和Markov模型长期预测的优势^[9],可以有效地模拟非政策干预情景下的土地利用格局及生态系统服务价值,与政策干预情景下的实际值进行对比后,能够客观的量化生态政策的效益。基于此,本文选择生态政策实施的重点区域——库布齐沙漠为典型研究区,衡量了生态政策对土地利用格局及生态系统服务价值的影响,以期在评估生态政策效益的基础上,为沙漠化地区生态政策的改进提供科学依据。

1 研究区概况

库布其沙漠总面积约 $1.45 \times 10^6 \text{ km}^2$,横跨内蒙古自治区杭锦旗、达拉特旗及准格尔旗的部分地区,其中以杭锦旗境内的沙漠化最为严重,因此以杭锦旗为典型区域研究生态政策对土地利用格局及生态系统服务价值变化的影响。杭锦旗位于内蒙古自治区鄂尔多斯市的西北部,地跨河套平原与鄂尔多斯高原,全旗东西长约197 km,南北宽约161 km,土地总面积约 $1.88 \times 10^6 \text{ km}^2$ 。杭锦旗地处温带干旱草原、荒漠草原过渡带,属大陆性季风气候区。地貌类型多样,包括沙漠、沙地、平原、丘陵、沟壑、波状高平原等。按照地质类型主要分为北部沿黄河区、中北部库布齐沙漠、中部硬梁区及南部

毛乌素沙地(主要集中在锡尼镇境内)。杭锦旗由于生态环境恶劣,于1998年被列为生态环境建设重点旗县后相继实施了天然林保护(2001年)、“三北”防护林体系建设第四期工程(2001年)、日元贷款(2001年)、退耕还林(2001年)、野生动植物保护及自然保护区建设(2004年)等国家重点生态建设项目。尽管杭锦旗于1993—2000年实施了“三北”防护林第三期工程,但造林规模与技术有限,造林保存率相对较低;且2001年以来,国家对该地区的林业总投资达到1949—2000年总投资的10倍,因此定义2001年以来是杭锦旗生态建设历史上的高速发展时期^[10]。本文以1989—2001年的土地利用变化规律可以预测2013年非政策干预情景下的土地利用格局,并与政策干预情景下进行对比,进而量化生态政策的效益。

2 研究方法

2.1 数据来源与处理

根据杭锦旗的生态建设历程,选取1989年,2001年,2013年植被生长良好、无云或少云的ETM+/TM遥感影像数据,并利用ENVI软件进行影像融合、裁剪、拼接、校正等预处理。参考杭锦旗国土资源局提供的2008年土地利用图,利用ArcGIS软件,采用监督分类与目视解译相结合的方法对影像进行土地利用分类,并随机选取400个点进行验证,解译所得数据的精度均大于90%,满足研究需要。根据2007年颁布的《土地利用现状分类》国家标准,结合杭锦旗未利用地中多为沙地的实际情况,将未利用地分为沙地与其他未利用地两类,有利于分析沙地与林地、草地的转移,总体将土地利用分类体系调整为耕地、林地、草地、建设用地、水域、其他未利用地及沙地共七类;气象数据来源于中国科学院资源环境数据中心与杭锦旗气象局;经济数据来源于《杭锦旗统计年鉴》。

2.2 CA-Markov 预测模型

CA-Markov预测模型结合了CA模型与Markov模型的优点,在土地利用栅格图中,每一个像元为一个元胞,其土地利用类型则为元胞的状态。模型在IDRISI软件的支持下,计算元胞状态的转移,模拟土地利用格局变化,并利用Kappa指数检验预测精度:

$$\text{Kappa} = \frac{P_o - P_c}{P_p - P_c} \quad (1)$$

式中: P_o 为正确模拟的比例; P_c 为随机情况下所期望达到的正确模拟比例; P_p 为理想情况下的正确模拟比

例,即 100%。当 $Kappa \geq 0.81$ 时,两副图几乎完全一致;当 $0.61 \leq Kappa \leq 0.80$ 时,两副图具有高度一致性;当 $0.41 \leq Kappa \leq 0.60$ 时,两副图具有中等一致性;当 $0.21 \leq Kappa \leq 0.40$ 时,两副图具有一般一致性;当 $0 \leq Kappa \leq 0.20$ 时,两副图具有极低一致性。

2.3 生态系统服务价值计算方法

由于生态系统功能的时空异质性及社会对其服务提供的支付差异,将中国不同陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表^[11]应用于较小尺度区域时往往存在一定误差,因此应对该表进行调整^[12]:

$$ESV = \sum_{k=1}^n A_k \times E_a \times d_k \times s_k \times b_t \quad (k=1,2,\dots,n; t=1,2,\dots,n) \quad (2)$$

式中:ESV 为生态系统服务价值; A_k 为第 k 类土地利用类型的分布面积; E_a 代表单位农田生态系统提供生产服务功能的经济价值(元/hm²); d_k 为中国不同陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表^[11]中第 k 类土地利用类型单位面积生态系统服务价值当量值; s_k 为第 k 类土地利用类型的生态系统服务功能性调整指数; b_t 为第 t 年生态系统服务边际性调整指数。

2.3.1 参考价值系数的功能性调整

(1)首先生态系统的生态服务功能与生物量密切相关,一般而言,生物量越大,生态服务功能越强^[13],故应对系数进行功能性调整。而生物量是单位面积植物积累物质的数量^[14],因此本文以净初级生产潜力代替生物量进行修正。Thorntwaite Memorial 模型采用实际蒸散量,涵盖的环境因子全面,估算结果与实际偏差较小^[15],许多学者根据此模型对于旱、半干旱地区植被生产潜力进行了估算^[16-17]。本文采用此模型对系数进行功能性调整,计算公式如下:

$$NPP = 3000[1 - e^{-0.0009695(V-20)}] \quad (3)$$

$$V = \frac{1.05R}{\sqrt{1+(1+1.05R/L)^2}} \quad (4)$$

$$L = 3000 + 25t + 0.05t^3 \quad (5)$$

$$S_k = \frac{NPP_k}{NPP_{kmean}} \quad (k=1,2,\dots,n) \quad (6)$$

式中:NPP(Net Primary Productivity)为自然植被净初级生产潜力[t/(hm²·a)]; V 为年实际蒸散量(mm); L 为该地年平均蒸散量(mm); R 为年降水量(mm); t 为年平均气温(°C); NPP_k 为某小区域(杭锦旗)的植被净初级生产潜力; NPP_{kmean} 为某区域(全国)的植被净初级生产潜力的平均值。

2.3.2 参考价值系数的边际性调整 由于谢高地的研究是对中国生态系统服务价值进行计算,而大部分的生态服务功能价值是对支付意愿的调查形成的,Costanza^[1]指出不同地区的经济发展水平、居民收入

水平、价值认识和消费偏好存在差异,对生态服务功能的支付意愿也是不尽相同,因此应对系数进行边际性调整。随着经济的不断发展,对生态资源的需求也越来越高,当进入极富阶段时,这种需求就会趋于饱和,因此运用逻辑斯蒂增长模型对系数进行边际性调整,许多学者也根据此模型对不同地区的生态系统服务价值系数进行了边际性调整^[12,18],计算公式如下:

$$b_t = r_t \times p_t \quad (t=1,2,\dots,n) \quad (7)$$

$$r_t = \frac{GDP_{mean}}{GDP_{totalmean}} \quad (t=1,2,\dots,n) \quad (8)$$

$$p_t = \frac{2}{(1+ae^{-bm})} \quad (a,b \text{ 一般取 } 1) \quad (9)$$

$$m = \frac{1}{En_t} - 2.5 \quad (t=1,2,\dots,n) \quad (10)$$

$$En_t = En_{tc} \times P_{tc} + En_{tr} \times P_{tr} \quad (t=1,2,\dots,n) \quad (11)$$

$$En = \frac{E}{E_{total}} \times 100\% \quad (12)$$

式中: b_t 为第 t 年生态系统服务边际性调整指数; r_t 表示研究区居民第 t 年对生态系统服务价值支付能力指数; p_t 为研究区居民第 t 年对生态系统服务价值支付意愿指数; GDP_{mean} 为第 t 年某小区域(杭锦旗)人均国内生产总值; $GDP_{totalmean}$ 为某区域(全国)第 t 年人均国内生产总值; m 表示社会发展阶段系数; En_t 为研究区第 t 年的总恩格尔系数; En_{tc} 、 En_{tr} 分别为城镇和农村第 t 年的恩格尔系数; P_{tc} 、 P_{tr} 分别为第 t 年城镇和农村人口比重; E 为食物消费支出; E_{total} 为生活消费支出。

3 结果与分析

3.1 基于 CA-Markov 模型的土地利用预测

首先运用 CA-Markov 模型对 2013 年的土地利用格局进行了预测:(1)将 1989 年、2001 年杭锦旗土地利用图导入 IDRISI 软件的 Markov 模块得到土地利用类型转移概率矩阵与转变适宜性图集;(2)构造 CA 滤波器。根据邻居距离元胞远近创建有显著空间意义的权重因子,选择 5×5 的滤波器,即认为一个元胞周围 5×5 个元胞组成的矩形空间对该元胞状态的改变具有显著影响,并确定元胞大小为 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$;(3)精度检验。将土地利用类型转移概率矩阵与转变适宜性图集导入 IDRISI 软件的 CA-Markov 模块,设定 1989 年土地利用格局为起始状态,CA 循环次数为 12,即可模拟 2001 年土地利用格局。将 2001 年土地利用格局的模拟值与实际值导入 IDRISI 软件的 CROSSTAB 模块检验精度,预测准确的栅格数为 70 310 个,占总栅格数的 94.69%。计算各土地利用类型的 Kappa 系数均达到高度一致性水平以上(见

表 1), 总体 Kappa 系数为 0.921 2, 表明 2001 年的预测值与 2001 年的实际值处于几乎完全一致水平, 模拟结果达到可信的效果。以上表明据此方法模拟 2001 年的土地利用格局精度较高, 同样可以推测对 2013 年的土地利用格局模拟精度也较高; (4) 模拟 2013 年的土地利用格局。为了能较好保持 1989—2001 年的转移概率, 使用模型输出的转变适宜性图集, 设定 2001 年土地利用格局为起始状态, 预测了 2013 年的土地利用格局。

表 1 不同土地利用类型的 Kappa 系数

| 土地利用类型 | 参照预测值 | 参照实际值 |
|--------|--------|--------|
| 草地 | 0.9185 | 0.8611 |
| 耕地 | 0.8684 | 0.9444 |
| 林地 | 0.9979 | 0.9542 |
| 草地 | 0.9185 | 0.8611 |
| 水域 | 0.7798 | 0.8413 |
| 建设用地 | 0.9079 | 0.8897 |
| 其他未利用地 | 0.7116 | 0.8364 |
| 沙地 | 0.8298 | 0.8883 |

3.2 土地利用动态变化

根据土地利用解译结果及 CA-Markov 模型的模拟结果, 将土地利用变化进行统计分析(表 2, 表 3), 并将非政策干预情景下的数值定义为预测值, 将政策干预情景下的数值定义为实际值。结果表明: (1) 2001—2013 年耕地面积增长, 主要与杭锦旗被列为自治区商品粮生产基地有关。实际耕地动态度低于预测值, 且实际有 2.70 万 hm^2 耕地转出成为草地与林地, 预测仅有 0.86 万 hm^2 耕地转出成为草地与林地, 表明实施生态政策有利于减缓耕地的增长速度, 促进了耕地向草地与林地的转化; (2) 2001—2013 年林地面积增加, 实际林地动态度为 23.36% (主要由草地、沙地、耕地转入), 远远高于预测林地动态度, 表明实施生态政策有利于提高林地的增长速度; (3) 2001—2013 年草地面积减少, 实际有 11.77

万 hm^2 草地转出成为林地, 预测仅有 0.15 万 hm^2 草地转出成为林地, 主要由于“三北”防护林、天然林保护等生态政策旨在培育林地, 部分草原被确立为公益林和宜林地后面积减少; (4) 2001—2013 年水域面积减少, 实际水域动态度低于预测值, 表明政策干预情景下未重视对生态系统服务功能较强的土地利用类型的规划与保护; (5) 2001—2013 年建设用地面积增长, 实际建设用地动态度高于预测值。从遥感解译结果来看, 随着 2001—2013 年人口增长加快, 部分城乡规模及厂矿规模扩大提高了建设用地的增长速度; (6) 2001—2013 年其他未利用地面积减少, 实际的面积变化量为 -3.21 万 hm^2 , 高于预测的面积变化量, 主要由于经济发展与人口规模扩大提高了土地利用程度, 进而加快了其他未利用地的减少速度; (7) 2001—2013 年沙地面积减少, 实际的面积变化量为 -7.20 万 hm^2 , 预测的面积变化量为 -7.13 万 hm^2 , 表明政策干预情景下沙漠治理成果突出。

总体而言, 实施的一系列生态政策(尤其是 2007 年以来的生态移民政策), 在增加土地利用类型转换的复杂性的同时, 优化了土地利用结构: 林地面积变化量为 12.84 万 hm^2 , 高于预测的 3.58 万 hm^2 ; 沙地面积变化量为 -7.20 万 hm^2 , 高于预测的 -7.13 万 hm^2 ; 且耕地的增长速度低于预测值。表明实施生态政策有利于增加林地面积, 减少沙地面积, 并抑制耕地的增长速度。但水域面积变化量为 -0.13 万 hm^2 , 低于预测的 1.84 万 hm^2 , 因此加强对生态服务功能突出的土地利用类型的规划与保护尤为重要。

3.3 生态系统服务价值变化

对中国不同陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表进行功能性与边际性调整后计算出 2013 年杭锦旗不同土地利用类型单位面积生态系统服务价值表(表 4)。

表 2 2001—2013 年杭锦旗预测土地利用类型转移矩阵

| 土地利用类型 | 耕地/ 10^4 hm^2 | 林地/ 10^4 hm^2 | 草地/ 10^4 hm^2 | 水域/ 10^4 hm^2 | 建设用地/ 10^4 hm^2 | 其他未利 用地/ 10^4 hm^2 | 沙地/ 10^4 hm^2 | 总计/ 10^4 hm^2 | 动态度/ % |
|--------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|---------------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------|
| 耕地 | 5.28 | 0.35 | 0.51 | 0.05 | 0.04 | 0.07 | 0.04 | 6.33 | 1.28 |
| 林地 | 0.01 | 3.54 | 0.13 | 0.29 | 0.01 | 0.30 | 0.29 | 4.58 | 6.51 |
| 草地 | 0.46 | 0.15 | 102.16 | 0.39 | 0.06 | 0.20 | 2.47 | 105.90 | 0.01 |
| 水域 | 0.45 | 0.01 | 0.39 | 4.21 | 0.17 | 0.02 | 0.04 | 5.30 | 2.89 |
| 建设用地 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 1.16 | 0.01 | 0.01 | 1.22 | 1.57 |
| 其他未利用地 | 0.05 | 0.00 | 0.19 | 0.66 | 0.01 | 2.42 | 0.01 | 3.34 | 1.07 |
| 沙地 | 1.03 | 4.09 | 2.58 | 1.53 | 0.01 | 0.74 | 51.45 | 61.44 | -0.97 |
| 总计 | 7.30 | 8.16 | 105.98 | 7.14 | 1.45 | 3.77 | 54.31 | 188.11 | — |

表 4 所得的 2013 年杭锦旗不同土地利用类型单位面积生态系统服务价值是谢高地 2002 年统计的中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值量^[11]

的 3.02 倍, 主要有以下几个原因: (1) 谢高地^[11]提出 1 个生态系统服务价值当量因子的经济价值量为当年平均粮食单产市场价格的 1/7, 2013 年杭锦旗的平

均粮食单产市场价格远远高于 2002 年全国的平均粮食单产市场价格(其一个生态系统服务价值当量因子的经济价值量 E_a 为 1 889.43 元/hm²),这一点也可以由 2013 年全国单位面积耕地的生产总值是 2002 年的 3.24 倍得到印证;(2)虽然杭锦旗由于沙漠化较为严重,单位面积的生物量水平低于全国平均水平(其生态系统服务功能性调整指数 S_k 为 0.60),但当

地居民对生态系统服务的支付意愿与支付能力高于全国平均水平(其生态系统服务边际性调整指数 b_i 为 1.91),因此经过调整后的系数水平高于全国平均水平。以上表明经过调整后的杭锦旗 2013 年不同土地利用类型单位面积生态系统服务价值表更符合实际情况,能够较为准确的反映实施生态政策后的生态系统服务价值变化。

表 3 2001—2013 年杭锦旗实际土地利用类型转移矩阵

| 土地利用 类型 | 耕地/ 10 ⁴ hm ² | 林地/ 10 ⁴ hm ² | 草地/ 10 ⁴ hm ² | 水域/ 10 ⁴ hm ² | 建设用地/ 10 ⁴ hm ² | 其他未利 用地/10 ⁴ hm ² | 沙地/ 10 ⁴ hm ² | 总计/ 10 ⁴ hm ² | 动态度/ % |
|------------|--|--|--|--|--|--|--|--|-----------|
| 耕地 | 2.50 | 0.91 | 1.79 | 0.95 | 0.15 | 0.01 | 0.03 | 6.33 | 0.03 |
| 林地 | 0.27 | 1.05 | 1.99 | 0.14 | 0.07 | 0.03 | 1.03 | 4.58 | 23.36 |
| 草地 | 2.00 | 11.77 | 76.66 | 1.21 | 0.68 | 0.03 | 13.55 | 105.90 | -0.24 |
| 水域 | 0.55 | 0.10 | 1.73 | 2.15 | 0.14 | 0.03 | 0.59 | 5.30 | -0.20 |
| 建设用地 | 0.21 | 0.04 | 0.31 | 0.03 | 0.63 | 0.00 | 0.00 | 1.22 | 5.46 |
| 其他未利用地 | 0.45 | 0.17 | 2.02 | 0.50 | 0.09 | 0.02 | 0.10 | 3.34 | -8.01 |
| 沙地 | 0.37 | 3.38 | 18.29 | 0.19 | 0.26 | 0.01 | 38.95 | 61.44 | -0.98 |
| 总计 | 6.35 | 17.42 | 102.79 | 5.17 | 2.02 | 0.13 | 54.24 | 188.11 | — |

表 4 2013 年杭锦旗不同土地利用类型单位面积生态系统服务价值 元/hm²

| 指标 | | 耕地 | 林地 | 草地 | 水域 | 建设用地 | 其他未利用地 | 沙地 |
|------|---------|---------|----------|---------|----------|------|--------|--------|
| 调节服务 | 气体调节 | 1335.26 | 9346.82 | 2136.42 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | 气候调节 | 2376.76 | 7210.40 | 2403.47 | 1228.44 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | 水源涵养 | 1602.31 | 8545.67 | 2136.42 | 54425.20 | 0.00 | 80.12 | 80.12 |
| | 废物处理 | 4379.65 | 3498.38 | 3498.38 | 48550.06 | 0.00 | 26.71 | 26.71 |
| 支持服务 | 土壤形成与保护 | 3898.96 | 10415.03 | 5207.51 | 26.71 | 0.00 | 53.41 | 53.41 |
| | 生物多样性保护 | 1896.07 | 8705.90 | 2910.87 | 6649.60 | 0.00 | 907.98 | 907.98 |
| | 食物生产 | 2670.52 | 267.05 | 801.16 | 267.05 | 0.00 | 26.71 | 26.71 |
| 供给服务 | 原材料 | 267.05 | 6943.35 | 133.53 | 26.71 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 文化服务 | 娱乐文化 | 26.71 | 3418.27 | 106.82 | 11590.06 | 0.00 | 26.71 | 26.71 |

3.3.1 单项生态系统服务价值变化 结合表 2,表 3,表 4,计算杭锦旗单项生态系统服务价值(表 5)。结果表明政策干预情景下除水源涵养功能、废物处理功能与食物生产功能的生态系统服务价值较预测值有所降低,其他 6 项生态服务功能的生态系统服务价值均较预测值有所提高:(1)调节服务的生态系统服务价值比预测值提高了 1.74 亿元;其中气体调节功能的生态系统服务价值比预测值提高了 7.85 亿元;气候调节功能的生态系统服务价值比预测值提高了 5.44 亿元;水源涵养功能的生态系统服务价值比预测值减少了 3.68 亿元;废物处理功能的生态系统服务价值比预测值减少了 7.87 亿元。根据表 4,水域的水源涵养与废物处理能力远高于其他土地利用类型,因水域面积的实际值低于预测值,故水源涵养与废物处理功能的生态系统服务价值比预测值有所降低;(2)支持服务的生态系统服务价值比预测值提高了 12.89 亿元;其中土壤形成与保护功能的生态系统服务价值比预测值提高了 7.59 亿元;

生物多样性功能的生态系统服务价值比预测值提高了 5.30 亿元;(3)供给服务的生态系统服务价值比预测值提高了 6.04 亿元;原材料功能的生态系统服务价值比预测值提高了 6.36 亿元;食物生产功能的生态系统服务价值比预测值减少了 0.32 亿元。根据表 4,草地的食物生产能力较强,因草地面积的实际值低于预测值,故食物生产功能的生态系统服务价值低于预测值;(4)文化服务提供的生态系统服务价值比预测值提高了 0.84 亿元,全部由娱乐文化功能提供。

总体而言,政策干预情景下气体调节功能、土壤形成与保护功能及气候调节功能的生态系统服务价值增加较为显著。其中气体调节功能增强有利于保持大气中化学组分平衡及净化空气,土壤形成与保护功能增强有利于积累、循环土壤有机物及保持土壤,气候调节功能增强有利于调节区域气候,如增加降水、降低气温等^[12]。以上对恢复杭锦旗的生态环境、遏制荒漠化进程具有重要作用。

表 5 2013 年杭锦旗单项生态系统服务价值

| | | 亿元 | |
|------|---------|--------|--------|
| 指标 | | 预测 | 实际 |
| 调节服务 | 气体调节 | 31.24 | 39.09 |
| | 气候调节 | 33.97 | 39.41 |
| | 水源涵养 | 70.12 | 66.44 |
| | 废物处理 | 77.95 | 70.08 |
| 支持服务 | 土壤形成与保护 | 66.86 | 74.45 |
| | 生物多样性保护 | 49.36 | 54.66 |
| 供给服务 | 食物生产 | 11.00 | 10.68 |
| | 原材料 | 7.29 | 13.65 |
| 文化服务 | 娱乐文化 | 12.37 | 13.21 |
| 总计 | | 360.18 | 381.67 |

3.3.2 不同土地利用类型生态系统服务价值变化 结合表 2,表 3,表 4,计算杭锦旗不同土地利用类型的生态系统服务价值(表 6)。结果显示,政策干预情景下不同土地利用类型的生态系统服务价值变化响应了其面积变化:(1) 政策干预情景下耕地面积低于预测值,其生态系统服务价值比预测值减少了 1.75 亿元;(2) 林地面积高于预测值,其生态系统服务价值比预测值提高了 54.04 亿元;(3) 草地面积低于预测值,其生态系统服务价值比预测值减少了 6.17 亿元,但草地对杭锦旗生态系统服务价值的贡献率始终大于 50%;(4) 水域面积低于预测值,其生态系统服务价值比预测值减少了 24.20 亿元;(5) 其他未利用地面积低于预测值,其生态系统服务价值比预测值减少了 0.41 亿元;(6) 沙地面积低于预测值,其生态系统服务价值比预测值减少了 0.01 亿元。

总体而言,政策干预情景下杭锦旗的生态系统服务价值为 381.67 亿元,比预测值增加了 21.49 亿元,表明生态政策的实施有利于生态系统服务价值增加。主要因为沙地、草地等转换为生态系统服务价值较高的林地,可以弥补因水域、草地等面积减少带来的生态系统服务价值的损失。根据表 6,草地对杭锦旗生态系统服务价值的贡献率始终高于 50%,是杭锦旗生态系统服务

价值的主要组成部分。政策干预情景下林地对生态系统服务价值的贡献率为 26.63%,仅次于草地,是促进杭锦旗生态系统服务价值增长的主要土地利用类型。

表 6 2013 年杭锦旗不同土地利用类型生态系统服务价值

| 土地利用类型 | 预测/ 亿元 | 贡献率/% | 实际/ 亿元 | 贡献率/% |
|--------|-----------|--------|-----------|--------|
| 耕地 | 13.47 | 3.74 | 11.72 | 3.07 |
| 林地 | 47.61 | 13.22 | 101.65 | 26.63 |
| 草地 | 204.91 | 56.89 | 198.74 | 52.07 |
| 水域 | 87.67 | 24.34 | 63.47 | 16.63 |
| 建设用地 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 其他未利用地 | 0.42 | 0.12 | 0.01 | 0.00 |
| 沙地 | 6.09 | 1.69 | 6.08 | 1.59 |
| 总计 | 360.18 | 100.00 | 381.67 | 100.00 |

3.3.3 生态系统服务价值的空间变化 结合表 2,表 3,表 4,对 2013 年杭锦旗的生态系统服务价值的空间分布进行了分析(图 1)。政策干预情景下锡尼镇的单位面积生态系统服务价值最高,其余依次是巴拉贡镇、塔然高勒管委会、呼和木独镇、伊和乌素苏木、独贵塔拉镇,吉日嘎朗图镇的单位面积生态系统服务价值最低。而预测值表明呼和木独镇的单位面积生态系统服务价值最高,其余依次是巴拉贡镇、吉日嘎朗图镇、独贵塔拉镇、伊和乌素苏木、锡尼镇,塔然高勒管委会的单位面积生态系统服务价值最低。

在 ArcGIS 中计算生态系统服务价值实际值与预测值的差值,并将 7 个乡镇分成五种等级:高损失区(吉日嘎朗图镇)、低损失区(独贵塔拉镇)、无变化区(呼和木独镇、伊和乌素苏木)、低增长区(巴拉贡镇)及高增长区(塔然高勒管委会、锡尼镇)。增长区主要位于南部毛乌素沙地的锡尼镇与塔然高勒管委会,该区域水热条件优于其他区域,生态建设阻力较低,因此生态系统服务价值高于预测值。损失区主要位于中北部库布齐沙漠区的吉日嘎朗图镇与独贵塔拉镇,该区域自然条件较差,造林成活率低,且草地、耕地等流转为企业用地,导致此处生态系统服务价值低于预测值。

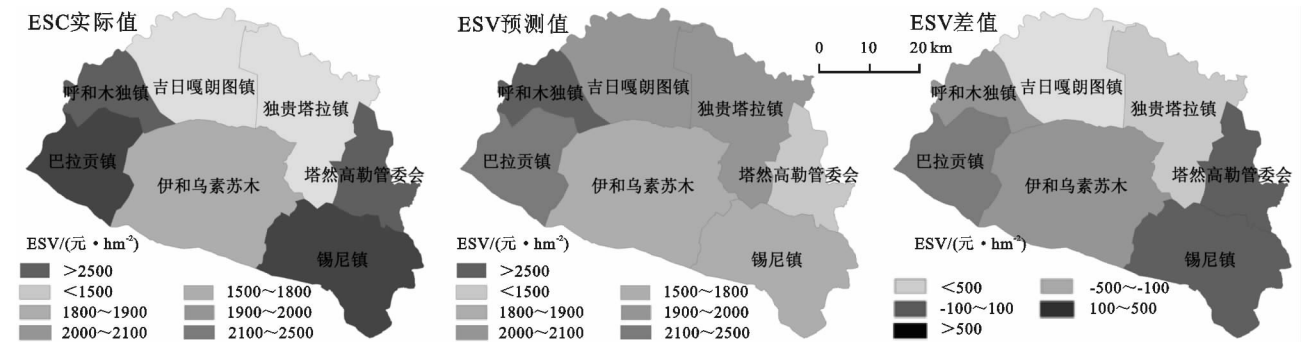


图 1 2013 年杭锦旗生态系统服务价值分布

4 结论与讨论

本文运用 CA-Markov 模型模拟非政策干预情景下的土地利用格局与生态系统服务价值,并与政策干预情景下的值进行了对比,量化了生态政策的效益。相较于以往研究多将政策干预前后的差异作为生态政策效益^[7-8],本文的研究结果更为客观。研究结果表明实施生态政策后利于提高杭锦旗的植被覆盖度,减缓耕地的增长速度;且有利于提高生态系统服务价值,尤其是气体调节功能及土壤形成与保护功能的生态系统服务价值增长较为突出,这对杭锦旗的生态恢复有重要意义。该结论与周德成、赖元长等人的研究结论——生态政策有利于增加林地面积,提高生态系统服务价值,恢复生态环境相一致^[19-20]。

需要指出的是,虽然杭锦旗的生态政策取得了初步成效,仍存在一些问题。首先,生态政策效益空间分布不均:水热条件较好的东南部的生态系统服务价值高于预测值,而造林难度较大的中北部的生态系统服务价值则低于预测值,因此应提高造林技术与造林成活率,促进生态建设阻力较大区域的生态恢复,推动生态政策效益空间均衡化;其次,因水域面积低于预测值导致水域的生态系统服务价值降低,因此在进行生态建设的同时应全面规划土地利用格局,加强对生态系统服务功能较强的土地利用类型的保护,防止顾此失彼现象的发生。

本文根据杭锦旗的实际情况对中国不同陆地生态系统单位面积生态系统服务价值当量表^[11]进行了较为详细的功能性与边际性调整,减小了此表应用于较小尺度区域时产生的误差。但该表忽略了建设用地的生态系统服务价值,建设用地具有娱乐文化功能与废物处理功能,同时又改变了原有的自然景观,阻扰了原有的生态过程^[21-22],因此未将建设用地纳入核算体系可能造成生态系统服务价值评估的偏差。因此,下一步将针对这些方面改进生态系统服务价值核算方法,以求更为准确的衡量生态政策的效益。

参考文献:

- [1] Costanza R, D'Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem service and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 387: 253-260.
- [2] 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值[J]. *科学通报*, 2000, 45(1): 17-22.
- [3] Priess J A, minler M, Klein A M. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic return in coffee agroforestry systems [J]. *Ecological Applications*, 2007, 17(2): 407-417.

- [4] 杨云松. 基于土地利用的甘州区生态系统服务价值研究[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(5): 163-168.
- [5] Jenkins W A, Murray B C, Kramer R A, et al. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69(5): 1051-1061.
- [6] 熊善高, 万军, 龙花楼, 等. 重点生态功能区生态系统服务价值时空变化特征及启示[J]. *水土保持研究*, 2016, 23(1): 296-302.
- [7] 杨子生, 韩华丽, 朱玉碧, 等. 退耕还林工程驱动下的土地利用变化合理性研究[J]. *自然资源学报*, 2011, 26(5): 733-745.
- [8] 张婷, 侍昊, 徐雁南, 等. 退耕还林对喀斯特地区土地利用景观格局影响的定量化评价[J]. *北京林业大学学报*, 2015, 37(3): 34-43.
- [9] 汪佳莉, 吴国平, 范庆亚, 等. 基于 CA-Markov 模型的山东省临沂市土地利用格局变化研究及预测[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(1): 212-216.
- [10] 丁崇明, 贾继良, 吴云峰, 等. 鄂尔多斯林业志[M]. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 2011.
- [11] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [12] 冯凌. 土地持续利用与农民福利提升的生态系统服务价值补偿、理论计算与旅游实现[M]. 北京: 旅游教育出版社, 2011.
- [13] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.
- [14] 郭娜, 刘剑秋. 植物生物量研究概述(综述)[J]. *亚热带植物科学*, 2011, 40(2): 83-88.
- [15] 张宪洲. 我国自然植被净第一性生产力的估算与分布[J]. *自然资源*, 1993, 15(1): 15-21.
- [16] 陈阳, 张建军, 杜国明, 等. 三江平原北部生态系统服务价值的时空演变研究[J]. *生态学报*, 2015, 35(18): 1-12.
- [17] 李莉, 周宏飞, 包安明. 中亚地区气候生产潜力时空变化特征[J]. *自然资源学报*, 2014, 29(2): 285-294.
- [18] 邓舒洪. 区域土地利用变化与生态系统服务价值动态变化研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [19] 周德成, 赵淑清, 朱超. 退耕还林还草工程对中国北方农牧交错区土地利用/覆被变化的影响: 以科尔沁左翼后旗为例[J]. *地理科学*, 2012, 32(4): 442-449.
- [20] 赖元长, 李贤伟, 冯帅, 等. 退耕还林工程对四川盆周低山丘陵区生态系统服务价值的影响[J]. *自然资源学报*, 2011, 26(5): 755-768.
- [21] 刘钰, 齐志方, 蔡莞嫔, 等. 基于生态系统服务评估的建设用地无序扩张的控制途径: 以福州市域为例[J]. *复旦学报: 自然科学版*, 2013, 52(6): 829-844.
- [22] 肖楚楚. 密云水库流域建设用地扩张对生态系统水质净化功能的影响[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2013.