

基于地形梯度的河北省怀来县山地生态系统空间分布及变化特征分析

许策^{1,2,3}, 李超⁴, 张天柱⁴, 束继年^{2,3}

(1. 中国科学院 地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院 生态环境研究中心, 北京 100085; 3. 中国科学院大学; 4. 中国农业大学 资源与环境学院, 北京 100193)

摘要: [目的] 从地形梯度角度, 对区域生态系统空间分布及变化特征进行分析, 提出基于地形梯度的区域生态系统保护对策建议, 为制定山区生态规划及实现山区生态系统的持续、健康发展提供参考。[方法] 以遥感解译获得的 1993, 2003, 2013 年生态系统类型空间分布数据为基础, 选取高程级别、地形起伏度和坡度变率为地形梯度表征指标, 采用分布指数, 对区域农田、水域与湿地、森林、草地、聚落和荒漠 6 类生态系统的空间分布及优势位进行分析, 并结合 1993—2013 年各生态系统的服务价值变化特征, 探讨区域生态系统的保护对策。[结果] 农田、水域与湿地、聚落、草地生态系统集中于低地形梯度区; 森林集中于高地形梯度区; 荒漠生态系统分布特征随地形梯度差异不明显; 在低地形梯度区, 农田、水域与湿地的生态系统服务价值降低, 草地、聚落生态系统服务价值有明显的增加趋势; 在高地形梯度区, 虽然森林生态系统服务价值变化较为剧烈, 但总体呈现出持续增加的趋势。[结论] 在制定针对山地的区域生态规划时, 应考虑对位于优势位上的生态系统实行特殊保护, 禁止被侵占为生态系统服务功能较弱的生态系统服务类型, 以保证生态系统能够持续、健康地提供生态服务。

关键词: 地形梯度; 生态系统; 空间分布; 优势位

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2017)05-0198-07

中图分类号: X321

文献参数: 许策, 李超, 张天柱, 等. 基于地形梯度的河北省怀来县山地生态系统空间分布及变化特征分析[J]. 水土保持通报, 2017, 37(5): 198-204. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2017.05.033; Xu Ce, Li Chao, Zhang Tianzhu, et al. Distribution and variation analysis of mountain ecosystem based on topographic gradient in Huailai County of Hebei Province[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2017, 37(5): 198-204. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2017.05.033

Distribution and Variation Analysis of Mountain Ecosystem Based on Topographic Gradient in Huailai County of Hebei Province

XU Ce^{1,2,3}, LI Chao⁴, ZHANG Tianzhu⁴, SHU Jinian^{2,3}

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Science, Beijing 100101, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: [Objective] To provide relevant suggestions for regional ecosystem protection and sustainable development based on topographic gradient via analyzing the spatial distribution of regional ecological system and the variation characteristic of it. [Methods] Topographic gradient index was referred to elevation level, topographic relief and slope variation rate. Distribution index was used to designate topographic gradient distribution and dominant position of cultivated land, waters and wetlands, forestland, grassland, settlement and desert and was analyzed using the data of ecosystem-type-based space distributions in the years of 1993, 2003 and 2013 which was acquired by remote sensing interpretation. Finally, the variations of each ecosystem

收稿日期: 2017-01-26

修回日期: 2017-03-31

资助项目: 国土资源部公益性行业科研专项“环渤海盐碱土地景观整治与植物修复技术集成”(201311060)

第一作者: 许策(1992—), 男(汉族), 河北省保定市人, 硕士研究生, 研究方向为生态系统服务。E-mail: 417716152@qq.com。

通讯作者: 束继年(1966—), 男(汉族), 安徽省六安市人, 博士, 研究员, 博士生导师, 主要从事生态环境治理研究。E-mail: Jshu@cees.ac.cn。

service item in the years of 1993—2013 were analyzed to provide relevant suggestion for ecological protection. [Results] Cultivated land, waters and wetlands, settlement and grassland mainly distributed on low terrain gradient area; forestland distributed on high terrain gradient area; the distribution characteristic of desert ecosystem was not significantly influenced by gradient. In low terrain gradient area, the values of ecosystem service of cultivated land, waters and wetlands decreased while the values of grassland and settlement showed increasing trends. In high terrain gradient area, the value of ecosystem service of forestland increased as a whole but changed dramatically. [Conclusion] To make plan for regional ecological system of mountain land, the protection for the ecosystem at dominant position should be taken into consideration to prevent it from being replaced by those ecosystem service types having weak ecosystem service function, and to keep it sustainable and healthy in providing ecosystem service.

Keywords: topographic gradient; ecosystem system; space distribution; dominant position

生态系统服务作为当今社会关注的焦点以及生态学、地理学等学科的研究前沿和热点,引起了众多学者与研究组织的广泛关注。近些年来,随着社会经济的快速发展以及土地利用方式的转变,区域生态系统格局也发生了相应的改变,使生态系统的稳定性、可持续发展受到了严峻挑战。与平原地区相比,山区的生态环境更加脆弱,其社会经济与生态环境保护的和谐发展显得尤其重要。山区生态系统格局的改变会使社会的生态安全风险问题更加凸显,生态系统服务的改变甚至丧失将会使人类面临着生存与发展的多重挑战^[1]。

地形是区域生态系统中的重要组成因素,其变化将会影响生态系统内部的物质流动和能量转化。区域地形特征的差异也会引起土地利用方式的空间差异,进而影响生态系统的空间分布格局^[2]。地形梯度逐渐被广泛用于土地利用格局变化方面的相关研究^[3]。

生态系统的内部结构及分布格局反映了不同生态系统的自身特征以及各类生态系统之间的空间结构关系,决定了生态系统服务功能的整体状况及其空间差异,也为人类因地制宜对不同区域的生态系统服务功能采取不同的保护和利用措施提供了重要依据。近年来,国内外众多学者对生态系统的空间分布格局及其结构变化开展了一系列相关研究^[4-5]。但从地形梯度角度,对区域生态系统格局及空间结构变化情况展开分析的研究较为罕见。

本文拟从高程、地形起伏度、坡度变率 3 个方面,揭示研究区生态系统在地形梯度上的分布特征及不同地形梯度上的区域生态系统服务价值变化,并提出基于地形梯度的区域生态系统保护对策建议,以期为山区生态规划的制定及实现生态系统的持续、健康发展提供参考。

1 研究区概况

怀来县坐标地处 115°16′—115°58′E, 40°04′—

40°35′N, 位于张家口市东南部,紧邻北京市昌平区和延庆区,距离北京市中心约 100 km,土地面积约 1 973.18 km²。由于地处燕山山脉西北侧,永定河上游,属于中温带半干旱区,光照充足,降水稀少,生态环境较为敏感、脆弱。怀来县境内主要地貌类型为河川平原、丘陵和山地等,其南部和北部多为山地,占全县面积的绝大部分,中部夹有山间盆地,海拔大致在 320~1 954 m。怀来县作为北京及其周边地区的绿色屏障和生态缓冲区,其生态环境状况对北京地区的生态安全问题有不可忽视的影响。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据获取与处理

地理空间数据云网站下载获得 1993, 200 与 2013 年空间分辨率为 30 m 的怀来县 Landsat TM/ETM⁺ 影像以及空间分辨率为 30 m 的 DEM 图,考虑研究区的气候特点,并保证影像的清晰,因此,影像选择在 8—9 月。以生态系统分类方法、土地遥感调查分类标准为基础,结合研究区生态系统分布特征及《中国 5 a 间隔陆地生态系统空间分布数据集》,将怀来县生态系统类型划分为森林生态系统、农田生态系统、草地生态系统、聚落生态系统、水体与湿地生态系统、荒漠生态系统 6 个生态系统(表 1)。将 Landsat 影像经大气校正、辐射定标、投影变换、掩膜提取等预处理后,采用监督分类并结合人机交互的方法完成遥感影像的生态系统解译分类,并利用实地随机选取若干样点进行实际测量的数据来检验解译精度,最后利用混淆矩阵法进行精读评价,结果表明 1993, 2003 与 2013 年 3 期遥感影像的解译分类精度分别为 83.83%, 83.21% 和 87.69%。运用 ArcGIS 软件对 DEM 影像进行空间分析得出地形起伏度、高程、坡度变率、地形位指数分布图。

2.2 研究方法

2.2.1 地形梯度等级划分 综合考虑地形因子的可

定量性和对生态系统空间分布及变化的影响程度,选取高程 (altitude)、地形起伏度 (landform relief)、坡度变率 (slope change rate) 分析地形对生态系统类型空间分布及变化的影响^[6]。其中,高程级别数据可

运用 ArcGIS 对 DEM 图进行重分类获得^[7];地形起伏度数据可运用 ArcGIS 栅格邻域分析工具计算获得^[8];地面坡度变率数据可依据坡度计算原理,利用 ArcGIS 软件在坡度分布图的基础上再次求取坡度。

表 1 怀来县生态系统类型划分与《全国遥感监测土地利用覆盖分类体系》对照

生态系统类型	全国遥感监测土地利用覆盖分类体系
森林生态系统	有林地 21, 灌木林 22, 疏林地 23, 其它林地 24
农田生态系统	水田 11, 旱地 12
草地生态系统	高覆盖度草地 31, 中覆盖度草地 32, 低覆盖度草地 33
聚落生态系统	城镇 51, 农村居民地 52, 其它建设用地 53
水体与湿地生态系统	河流 41, 湖泊 42, 水库 43, 冰川与永久积雪 44, 滩涂 45, 滩地 46, 沼泽地 64
荒漠生态系统	沙地 61, 戈壁 62, 盐碱地 63, 其它 67; 裸土地 64 和 裸岩砾石地 65

结合研究区地形特点,本文对高程、地形起伏度、坡度变率因子进行分级(表 2)。采用等间隔重分类法^[9]对地形位指数(0.69~3.03)分为 10 级,并将这 10 个地形位级别分为低、中、高 3 个梯度。运用 ArcGIS 空间分析功能,对各地形因子进行重分类,统一输出分辨率 30 m 的栅格数据(本文将栅格计算中地形因子划分的等级视为地形分区)。

表 2 怀来县高程、地形起伏度、坡度变率分级及面积比例

地形梯度类别	分级	面积比例/%
高程级别	300~500	15.77
	500~700	31.33
	700~900	19.24
	900~1 100	16.10
	≥1 100	17.56
地形起伏度	0~30 m	41.85
	30~70 m	17.18
	70~200 m	38.85
	≥200 m	2.12
坡度变率	0°~2°	21.82
	2°~6°	24.02
	6°~15°	21.40
	15°~25°	19.51
	≥25°	13.25

2.2.2 地形梯度表征指标 为消除面积差异产生的量纲影响,采用分布指数 (distribution index, DI) 反映研究区各类生态系统在不同地形梯度的分布特征,公式如下^[10-11]:

$$P = \left(\frac{S_e}{S_i} \right) \times \left(\frac{S}{S_e} \right) \quad (1)$$

式中: P ——分布指数; e ——地形因子,分别为地形起伏度、坡度变率、坡向和地形位; S_e —— e 地形因子特定等级下的 i 类生态系统的面积 (hm^2); S_i —— i 类生态系统的面积 (hm^2); S_e ——整个研究区 e 地形

因子特定等级下的全部生态系统总面积 (hm^2); S ——研究区总面积 (hm^2)。分布指数变化越小,表明某类生态系统分布与标准分布的偏离越小,其对地形差异的适宜性越大;反之,则表明某类生态系统的分布对地形条件的选择较为苛刻^[12]。当 $p=1$ 时,表示某类生态系统在某种地形上的比重等于该类生态系统总面积在研究区的比重;当 $p>1$ 时,表明某类生态系统在该地形上的比重大于该类生态系统总面积在研究区的比重,故将 $p>1$ 的区间设定为该生态系统的优势位。

2.2.3 生态系统服务价值测算 参考谢高地等^[13]研究成果,单位当量因子的经济量为全国平均粮食单产市场价格的 1/7,中国 2005 年单个生态系统价值当量的经济价值为 707.92 元/ hm^2 ,结合 2006 年《河北省统计年鉴》的相关数据,计算得出 2005 年河北省平均粮食产量为 4 683.35 kg/ hm^2 。2005 年全国平均粮食产量为 5 896.50 kg/ hm^2 ,据此对全国生态系统服务价值当量价值进行系数修正,并通过 2005 与 2013 年间 CPI 指数修正物价水平间的差异,确定怀来县 2013 年单个生态当量的价值为 732.95 元/ hm^2 。由于陆地生态系统单位面积生态系统服务价值系数=单位当量价值×当量,因此借助中国陆地生态系统服务价值当量价值表^[14],计算得出单位面积各生态系统服务功能价值系数 (VC),结合生态系统空间分布数据,可得出研究区生态系统服务价值量。具体公式为:

$$ESV = \sum_{i=1}^6 (A_i \times VC_i) \quad (2)$$

式中: ESV ——生态系统年服务总价值 (元/a); A_i ——研究区第 i 种生态类型的分布面积 ($i=1, 2, \dots, 5$, 为生态系统类型) (hm^2); VC_i ——第 i 种生态系统服务价值当量 [元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)]。

根据研究区的特点,以上述 Costanza 的计算模型为基础,建立区域生物量差异性系数 S ,适当修正

干扰生态系统服务价值的某些因素^[15-16],更改后的计算模型如下:

$$ESV = \sum_{i=1}^6 (A_i \times VC_i \times f) \quad (3)$$

式中: f_i ——研究区内 i 类生态系统的区域生物量差异性系数。下同。

生态系统服务功能的大小与其生物量密切相关,生物量越大,生态服务功能越强。分别从《中国 1:100 万植被类型图》和全国 NPP 数据中提取研究区生态系统类型和生物量数据,叠加得到研究区和全国生态系统平均生物量数据,利用区域生物量差异系数对各生态类型的生态服务价值进行空间修正,假定生态系统服务功能大小与生物量大小成线性关系,用区域生物量差异性系数来定量表达生物量大小对生态服务功能的影响,公式如下:

$$f = \frac{C_i}{C} \quad (4)$$

式中: C_i ——研究区 i 类生态系统的平均生物量; C ——中国一级类生态系统类型平均生物量。

3 结果与分析

3.1 基于地形梯度的生态系统空间分布特征分析

运用 ArcGIS 的 raster calculator 功能,将通过遥

感解译的各年份生态系统类型空间分布图与 DEM 高程分级图进行叠加,得出各年份生态系统类型的高程梯度差异分布情况(表 3)。从生态系统类型分布上看,随着高程级别的上升,水域与湿地生态系统的面积和分布指数呈下降趋势,且变化幅度最大,在 300~500 m 高程级别上的分布指数均 >5,是绝对优势的生态系统类型,而高程上升到 500 m 以上时,其分布指数降低至 <0.4,说明水域与湿地生态系统对高程的适应性较差。

随高程级别的上升,农田、聚落、草地及荒漠生态系统的面积呈现先上升后下降的变化趋势,其中,农田和草地生态系统的优势位分布在 300~500 和 500~700 m 高程级别上;聚落生态系统除 1993 年的优势位在 300~500 m 高程级别上外,其余 2 个年份的优势位均在 500~700 m 高程级别上,说明在 500~700 m 高程级别上的人类活动最为活跃;荒漠生态系统的优势位分布在 500~1 100 m 高程级别上,而且在 700~900 m 高程级别上达到最优,以未利用地为主;森林生态系统作为怀来县分布面积最大的生态系统,主要分布于高程 >900 m 的区域,而且在 900~1 100 和 1 100 m 高程以上的优势位显著,该区域应作为生态环境重点保护区域。

表 3 怀来县 1993—2013 年各生态系统的高程梯度差异

生态系统类型	年份	高程级别									
		300~500 m		500~700 m		700~900 m		900~1 100 m		≥1 100 m	
		面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数
森林	1993	0.06	0.01	0.91	0.10	4.68	0.86	8.29	1.82	14.36	2.89
	2003	0.05	0.01	0.89	0.10	4.68	0.86	8.29	1.82	14.40	2.90
	2013	0.06	0.01	1.02	0.11	4.74	0.83	8.54	1.80	15.12	2.92
农田	1993	4.93	1.70	10.04	1.74	2.47	0.70	0.78	0.26	0.17	0.05
	2003	4.89	1.87	8.93	1.72	1.85	0.58	0.72	0.27	0.17	0.06
	2013	4.87	2.18	6.97	1.57	1.58	0.58	0.54	0.24	0.19	0.08
草地	1993	3.36	1.40	8.04	1.68	1.89	0.64	1.70	0.69	0.27	0.10
	2003	3.66	1.41	8.28	1.6	2.51	0.79	1.77	0.67	0.27	0.09
	2013	4.54	1.62	8.15	1.46	2.61	0.76	2.13	0.74	0.34	0.11
聚落	1993	0.73	1.06	2.79	2.04	0.54	0.64	0.23	0.32	0.07	0.09
	2003	0.84	0.98	3.73	2.19	0.57	0.55	0.23	0.26	0.07	0.08
	2013	1.19	0.97	5.47	2.23	0.76	0.50	0.29	0.23	0.10	0.07
水域与湿地	1993	4.98	5.85	0.40	0.24	0.02	0.02	0.00	0	0.00	0
	2003	3.33	5.68	0.37	0.32	0.01	0.01	0.00	0	0.00	0
	2013	2.70	5.54	0.38	0.39	0.01	0.02	0.00	0	0.00	0
荒漠	1993	1.71	0.38	9.16	1.03	9.65	1.77	5.11	1.12	2.69	0.54
	2003	3.00	0.65	9.13	0.99	9.61	1.69	5.09	1.07	2.64	0.51
	2013	2.40	0.55	9.34	1.08	9.54	1.79	4.59	1.03	1.81	0.37

地形起伏度是表征地貌类型的重要指标,运用 ArcGIS 的 Raster Calculator 功能,将通过遥感解译的各年份生态系统类型空间分布图与地形起伏度图进行叠加,得出各年份生态系统类型的地形起伏度梯度差异分布情况(表 4)。从各个生态系统的分布来看,不同生态系统类型在不同地形起伏度上的分布表现出明显的梯度变化特征。地形起伏度在 30 m 以下和 30~70 m 的区域是水域和湿地生态系统的优势位,地形起伏度超过 200 m 的区域很少再有水域和湿地的分布;森林生态系统的面积以及分布指数与地形起伏度级别呈现明显的正相关趋势,其优势位分布于 70~200 和 200 m 以上的起伏度级别上;农田面积及其分布指数与地形起伏度的级别的呈现明显的负相

关趋势,其优势位在 30 m 以下的起伏度级别上,在优势位范围内 3 个不同时点的分布指数分别为 2.27, 2.27, 2.30, 均高于同期其他 5 类生态系统的分布指数,这表明农田生态系统在 0~30 m 地形起伏度级别上具有相对较强的稳定性和适应性;聚落生态系统和草地生态系统的面积和分布指数均与地形起伏度级别呈负相关,其中聚落生态系统的优势位分布于 0~30 m 起伏度级别上,表明人类的生产建设活动大多都在此起伏度范围内;草地生态系统的优势位分布于 0~30 和 30~70 m 起伏度级别上;比较特殊的是荒漠生态系统,因为荒漠生态系统除了包括沙地、戈壁、盐碱地等还包括裸地和裸岩,所以其在 30~70, 70~200 及 200 m 以上的起伏度级别区域均有分布。

表 4 怀来县 1990—2010 年各生态系统的地形起伏度梯度差异

生态系统类型	年份	地形起伏度级别							
		0~30 m		30~70 m		70~200 m		≥200 m	
		面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数
森林	1993	0.26	0.02	3.06	0.63	23.64	2.15	1.35	2.25
	2003	0.22	0.02	3.12	0.63	23.69	2.15	1.35	2.25
	2013	0.39	0.03	3.18	0.63	24.60	2.14	1.40	2.23
农田	1993	17.48	2.27	0.80	0.25	0.11	0.02	0.00	0.00
	2003	15.87	2.27	0.73	0.26	0.11	0.02	0.00	0.00
	2013	13.20	2.30	0.46	0.20	0.06	0.01	0.00	0.00
草地	1993	10.37	1.72	3.15	1.27	0.90	0.16	0.01	0.04
	2003	11.88	1.78	3.20	1.17	0.88	0.14	0.01	0.03
	2013	14.45	1.81	3.30	1.01	1.26	0.17	0.03	0.07
聚落	1993	3.56	1.95	0.47	0.63	0.31	0.19	0.02	0.22
	2003	4.59	2.02	0.50	0.54	0.32	0.15	0.02	0.18
	2013	6.45	1.97	0.83	0.62	0.51	0.17	0.02	0.12
水域与湿地	1993	3.78	1.67	1.15	1.24	0.46	0.22	0.00	0.00
	2003	2.02	1.36	1.09	1.78	0.45	0.33	0.00	0.00
	2013	1.49	1.19	1.06	2.06	0.44	0.38	0.00	0.00
荒漠	1993	6.40	0.52	8.56	1.71	13.42	1.19	0.73	1.19
	2003	7.27	0.58	8.54	1.66	13.40	1.15	0.73	1.15
	2013	5.89	0.52	8.35	1.81	11.98	1.15	0.67	1.17

运用 ArcGIS 的 Raster Calculator 功能,将通过遥感解译的各年份生态系统类型空间分布图与坡度变率图进行叠加,得出各年份生态系统类型的坡度变率梯度差异分布情况(表 5)。

从生态系统类型分布上看,随坡度变率的增加,各生态系统呈现出明显的坡度变率梯度分布特征,农田、聚落和草地的优势位均分布在 0°~2°和 2°~6°两个坡度变率级别上,森林和荒漠的优势位则分布在大于 6°的坡度变率级别上,水域与湿地的优势位主要分

布在 0°~2°和 2°~6°坡度变率级别上,但在 2003 年之后,6°~15°上也成为其分布的优势位。

3.2 基于地形梯度的生态系统服务价值时空变化分析

以遥感解译获得的生态系统空间分布图为基础,运用生态系统服务价值计算公式,分别计算 1993, 2003, 2013 年怀来县生态系统服务价值,计算得到 1993—2013 年怀来县生态系统服务价值变化,分别与 DEM 高程分级、地形起伏度、坡度变率叠加,汇总得出基于地形梯度的生态系统服务价值变化情况(图 1)。

表 5 怀来县 1993—2013 年各生态系统的坡度变率梯度差异

生态系统类型	年份	坡度变率分级									
		0°~2°		2°~6°		6°~15°		15°~25°		≥25°	
		面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数	面积比例/%	分布指数
森林	1993	0.16	0.03	1.02	0.15	6.92	1.14	11.43	2.07	8.76	2.34
	2003	0.14	0.02	1.01	0.15	6.93	1.14	11.46	2.07	8.78	2.34
	2013	0.17	0.03	1.11	0.16	7.19	1.14	11.90	2.07	9.11	2.33
农田	1993	10.39	2.59	7.21	1.63	0.74	0.19	0.05	0.01	0.00	0.00
	2003	9.75	2.70	6.11	1.54	0.66	0.19	0.04	0.01	0.00	0.00
	2013	8.51	2.75	5.21	1.53	0.41	0.14	0.03	0.01	0.00	0.00
草地	1993	5.09	1.53	6.85	1.87	2.71	0.83	0.49	0.17	0.10	0.05
	2003	5.64	1.57	7.42	1.87	2.80	0.79	0.52	0.16	0.10	0.05
	2013	6.56	1.69	7.47	1.75	2.96	0.78	0.64	0.19	0.14	0.06
聚落	1993	1.81	1.90	1.86	1.78	0.47	0.51	0.15	0.18	0.07	0.12
	2003	2.34	1.97	2.37	1.82	0.50	0.43	0.16	0.15	0.07	0.10
	2013	3.22	1.89	3.43	1.83	0.80	0.48	0.25	0.17	0.11	0.10
水域与湿地	1993	2.17	1.85	1.82	1.40	0.97	0.84	0.29	0.28	0.14	0.20
	2003	1.17	1.45	1.20	1.35	0.91	1.15	0.29	0.40	0.14	0.29
	2013	0.78	1.16	1.01	1.36	0.87	1.32	0.28	0.46	0.14	0.34
荒漠	1993	2.20	0.36	5.26	0.77	9.60	1.59	7.07	1.28	4.17	1.11
	2003	2.79	0.43	5.91	0.83	9.58	1.52	7.07	1.23	4.15	1.06
	2013	2.58	0.43	5.79	0.87	9.18	1.55	6.39	1.18	3.75	1.02

图 1a 为 1993—2013 年不同高程级别上的生态系统服务价值变化情况。农田、水域与湿地生态系统服务价值在各高程级别上均表现为持续减少,其中农田、水域与湿地分别在 500~700 和 300~500 m 高程级别上的减少量最为明显,20 a 间分别减少了 2 941.42 万元和 1.42 亿元;森林、草地、聚落生态系统服务价值在各高程级别上均表现为持续增加,其中森林、草地、聚落分别在 1 100 m 以上、300~500 和 500~700 m 高程级别上的增加量最为明显,20 a 间分别增加了 3 955.07,1 920.62 和 496.74 万元;荒漠生态系统服务价值与其他 5 个生态系统相比,在各高程级别上的变化规律不太明显。

图 1b 为 1993—2013 年不同坡度变率级别上的生态系统服务价值变化情况。农田、草地、水域与湿地、聚落生态系统服务价值量在 0°~6°坡度变率较小的区域变化较为剧烈,其中,农田、水域与湿地在 0°~6°坡度变率级别上的价值量持续减少,20 a 间分别减少了 3 613.02,1.38 亿元;草地、聚落在 0°~6°坡度变率级别上的价值量持续增加,20 a 间分别增加了 3 575.84,556.17 万元。森林生态系统服务价值量在 6°以上坡度变率较大的区域变化较为剧烈,20 a 间共增加了 6 184.50 万元。从怀来县整体来看,在 0°~6°坡度变率级别区域的生态系统服务价值量呈减少趋

势,20 a 间共减少了 1.26 亿元;而在 6°以上坡度变率级别区域的生态系统服务价值量呈增加趋势,20 a 间共增加了 5 950.45 万元。草地在 300~500 m 高程级别上的增加量,水域与湿地生态系统的价值量持续减少,20 a 间减少了 1.42 亿元;草地生态系统的价值量增加明显,20 a 间增加了 1 920.62 万元。在 500~700 和 700~900 m 高程级别上,生态系统服务价值变化情况较为相似,其中农田生态系统的价值量表现为持续减少,20 a 间共减少了 3 805.60 万元;森林、草地生态系统的价值量持续增加,20 a 间共增加了 2 692.85 万元。

图 1c 为 1993—2013 年不同地形起伏度级别上的生态系统服务价值变化情况。在 0~30 m 低起伏度级别区域,各生态系统的价值量均有所增加,20 a 间共增加 467.82 万元;在 30 m 以上起伏度级别区域,各生态系统的价值量变化产生分异,农田、水域与湿地、荒漠的价值量持续减少,20 a 间分别减少了 4 406.81 万元、1.50 亿元、279.64 万元;森林、草地、聚落的价值量持续增加,20 a 间分别增加了 6 622.22,7 456.80 和 643.11 万元。从各生态系统的价值量变化来看,森林生态系统在 200 m 以上起伏度级别上的价值增加量最为明显、农田、水域与湿地在 30~70 m 起伏度级别上的价值减少量最为明显。

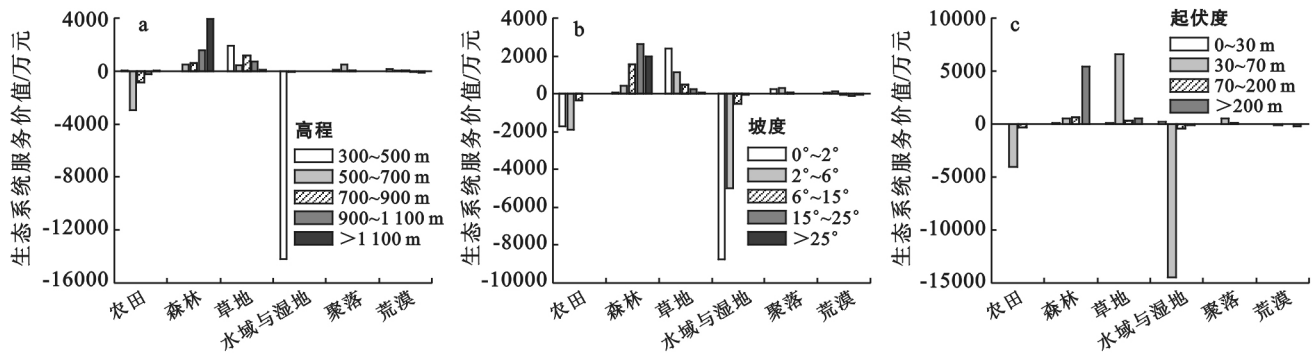


图 1 基于地形梯度的 1993—2013 年怀来县生态系统服务价值空间变化

3.3 基于地形梯度的区域生态系统保护对策建议

1993—2013 年,怀来县生态系统服务价值总量呈减少趋势,20 a 间共减少 6 631.07 万元。生态系统服务价值持续降低,说明当前生态系统的空间分布格局不利于当地生态文明建设。高地形梯度区,由于人为干扰较少,加之近年来荒山治理、封山育林、退耕还林等政策的实施,使得生态系统服务价值量有所增加,说明高地形梯度区的生态系统运行良好。因此,造成怀来县生态系统恶化的主要原因,在于低地形梯度区域生态系统的合理利用。从生态系统服务价值变化特征来看,低地形梯度区由于人为活动较为剧烈,建设用地的不断扩张,导致农田、水域与湿地、森林、草地等生态系统服务价值量较高的区域不断被侵占,是造成低地形梯度区生态系统服务价值减少的根本原因。例如在 $0^{\circ}\sim 6^{\circ}$ 低坡度变率级别上,1993—2013 年农田、水域与湿地面积共减少了约 10 828.12 hm^2 ,但与此同时,聚落面积增加了 5 316.05 hm^2 ,这直接导致生态系统服务价值降低了约 1.68 亿元。

从前文研究可以看出,不同生态系统均有其对应的地形梯度优势位(表 6),笔者认为,实现生态系统持续健康发展的必要条件,是要根据各生态系统的地形梯度优势位,对区域生态系统进行科学、合理空间布局,制定生态规划,以确保生态系统的稳定性。根据生态规划的定义:“生态规划是以生态学原理为指导,以区域生态系统整体优化为基本目标,应用环境科学、系统科学、生态学等多学科的知识来组织、协调生态系统内部各种生态关系,是一种确定资源开发利用和保护生态适宜性,促进人与生态环境协调、持续发展的规划方法。”因此,生态规划必须建立在自然综合体不做重大变化的前提下进行,故不能将区域各生态系统进行重新布局,应以保护现有适宜于生态系统健康发展的生态类型为规划思路。建议山地制定区域生态规划时,注意对位于地形梯度优势位上的各生态类型实行特殊保护,禁止被侵占为生态系统服

务功能较弱的生态类型,只有这样才能保证生态系统持续、健康地提供服务。

表 6 怀来县各生态系统的地形梯度优势位特征

生态系统类型	高程/m	地形起伏度	坡度变率
森林	900 m 以上	70 m 以上	6° 以上
农田	300~700	0~30 m	$0^{\circ}\sim 6^{\circ}$
草地	300~700	0~70 m	$0^{\circ}\sim 6^{\circ}$
聚落	500~700	0~30 m	$0^{\circ}\sim 6^{\circ}$
水域与湿地	300~500	0~70 m	$0^{\circ}\sim 15^{\circ}$
荒漠	700~900	—	—

4 结论

(1) 1993—2013 年怀来县生态系统空间分布随地形梯度差异呈现明显的层级性。农田、水域与湿地、聚落、草地生态系统集中于低地形梯度区;森林集中于高地形梯度区;荒漠生态系统分布特征随地形梯度差异不明显。

(2) 1993—2013 年怀来县生态系统服务价值变化随地形梯度差异呈现明显的空间分异特征。在低地形梯度区,农田、水域与湿地的生态系统服务价值降低,草地、聚落生态系统服务价值有明显的增加趋势;在山地地形梯度区,虽然森林生态系统服务价值变化较为剧烈,但总体呈现出持续增加的趋势。

(3) 在山区的生态规划过程中,对位于优势位的生态系统要考虑实施特殊保护,防止其被侵占为生态服务功能较弱的生态类型,以保证生态系统稳定、持续、健康地提供服务。

[参 考 文 献]

- [1] 王根绪,邓伟,杨燕,等.山地生态学的研究进展、重点领域与趋势[J].山地学报,2011,29(2):129-140.
- [2] 龚文峰,袁力,范文义.基于地形梯度的哈尔滨市土地利用格局变化分析[J].农业工程学报,2013,29(2):250-259.

(下转第 212 页)

- [J]. 地理与地理信息科学, 2008, 24(6): 30-3338.
- [32] 翟佩璇, 高飞, 吴兆福, 等. 基于聚类分层的地理空间数据抽样研究[J]. 信息通信, 2016(4): 26-28.
- [33] 王劲峰. 空间抽样与统计推断[M]. 北京: 科学出版社, 2009.
- [34] 王迪, 周清波, 陈仲新, 等. 玉米种植面积空间抽样调查方案优化设计[J]. 农业工程学报, 2014, 30(8): 117-125.
- [35] 吴炳方, 李强子. 基于两个独立抽样框架的农作物种植面积遥感估算方法[J]. 遥感学报, 2004, 8(6): 551-569.
- [36] Huggett R J. Soil landscape systems: A model of soil Genesis[J]. Geoderma, 1975, 13(1): 1-22.
- [37] Li Qiquan, Yue Tianxiang, Wang Changquan, et al. Spatially distributed modeling of soil organic matter across China: An application of artificial neural network approach[J]. Catena, 2013, 104(2): 210-218.
- [38] Hengl T, Rossiter D G, Stein A. Soil sampling strategies for spatial prediction by correlation with auxiliary maps[J]. Australian Journal of Soil Research, 2003, 41(8): 1403-1422.
- [39] Kerry R, Oliver M A. Variograms of ancillary data to aid sampling for soil surveys[J]. Precision Agriculture, 2003, 4(3): 261-278.
- [40] Simbahan G C, Dobermann A. Sampling optimization based on secondary information and its utilization in soil carbon mapping[J]. Geoderma, 2006, 133(3): 345-362.
- [41] Minasny B, McBratney A B. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information[J]. Computers & geosciences, 2006, 32(9): 1378-1388.
- [42] Vašát R, Heuvelink G B M, Boruvka L. Sampling design optimization for multivariate soil mapping[J]. Geoderma, 2010, 155(3): 147-153.
- [43] 韩宗伟, 黄魏, 罗云, 等. 基于路网的土壤采样布局优化: 模拟退火神经网络算法[J]. 应用生态学报, 2015, 26(3): 891-900.
- [44] 杨琳, 朱阿兴, 秦承志, 等. 一种基于样点代表性等级的土壤采样设计方法[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 938-946.
- [45] Mcbratney A B, Santos M L M, Minasny B. On digital soil mapping[J]. Geoderma, 2003, 117(1/2): 3-52.
- [46] 孙孝林, 王会利, 宁源. 样点代表性等级采样法在丘陵山区土壤表层有机质制图中的应用[J]. 土壤, 2014, 46(3): 439-445.
- [47] 郭力娜, 张凤荣, 马仁会, 等. 基于标准样地的国家级农用地等别质量监测点设置方法探讨: 以冀豫鄂三省为例[J]. 资源科学, 2009, 31(11): 1957-1966.

(上接第 204 页)

- [3] 郭洪峰, 许月卿, 吴艳芳. 基于地形梯度的土地利用格局与时空变化分析: 以北京市平谷区为例[J]. 经济地理, 2013, 33(1): 160-166.
- [4] 徐新良, 刘纪远, 邵全琴, 等. 30 a 来青海三江源生态系统格局和空间结构动态变化[J]. 地理研究, 2008, 27(4): 829-838.
- [5] 朱瑜馨, 赵军, 曹静, 祁连山山地生态系统稳定性评估模型[J]. 干旱区研究, 2002, 38(4): 33-37.
- [6] 温晓金, 杨海娟, 刘焱序. 基于地形因子的 km 尺度景观生态廊道布局研究[J]. 地理科学进展, 2013, 32(2): 298-307.
- [7] 田瑞云, 王玉宽, 傅斌, 等. 基于 DEM 的地形单元多样性指数及其算法[J]. 地理科学进展, 2013, 32(1): 121-129.
- [8] 孙丕苓, 许月卿, 王数. 环京津贫困带土地利用变化的地形梯度效应分析[J]. 农业工程学报, 2014, 30(14): 277-288.
- [9] 李升发, 董玉祥. 广州市土地利用垂直分层模式及其演变过程[J]. 自然资源学报, 2013, 28(6): 1019-1029.
- [10] 龚文峰, 袁力, 范文义. 基于地形梯度的哈尔滨市土地利用格局变化分析[J]. 农业工程学报, 2013, 29(2): 250-259.
- [11] Mottet A, Ladet S, Coqué N, et al. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006, 114(2): 296-310.
- [12] 郭洪峰, 许月卿, 吴艳芳. 基于地形梯度的土地利用格局与时空变化分析: 以北京市平谷区为例[J]. 经济地理, 2013, 33(1): 160-166.
- [13] 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.
- [14] 李超, 杜哲, 陈亚恒, 等. 环京津地区土地生态服务价值时空分异特征[J]. 土壤通报, 2015, 46(1): 42-47.
- [15] 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.
- [16] 石晓丽, 王卫. 生态系统功能价值综合评估方法与应用: 以河北省康保县为例[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3998-4006.