

李海毅,张赢月,李昭阳,等. 吉林省辽河流域基于水环境安全的生态用地识别[J]. 江苏农业科学,2017,45(7):216-219,230.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.07.058

吉林省辽河流域基于水环境安全的生态用地识别

李海毅,张赢月,李昭阳,李雪松

(吉林大学环境与资源学院,吉林长春 130026)

摘要:生态用地对流域安全具有重要意义,以吉林省辽河流域为例,选择距河湖缓冲区距离、水源保护区类型、坡度、水质4个阻力因子,在ArcGIS 10环境下构建最小累积阻力模型(MCR),获得单因子对研究区水环境安全的影响程度图;进一步通过叠加计算,获得最小累积多因子阻力面;通过分析综合阻力面,划分研究区水环境安全生态用地等级,实现对研究区进行生态用地识别的目的。结果表明:辽源、四平 and 伊通部分地区整体水环境安全生态用地级别在一级区域中较多,并且呈散点状分布;梨树、公主岭、双辽部分地区水环境安全生态用地等级多数在二级以上,属于重点研究区域;双辽、公主岭及梨树地区呈现由中间向四周重要性等级逐渐降低的趋势,在用地识别上形成了条带状的高等级区域。

关键词:生态用地识别;最小累积阻力模型;水环境安全;3S技术;吉林省辽河流域

中图分类号: X171.1;P208 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)07-0216-04

随着我国经济社会高速发展和城市化进程的不断加快,生产建设对土地的需求日益旺盛,许多具有特殊生态价值的土地的生态功能在逐渐丧失,原本就十分脆弱的生态系统加速恶化,许多环境问题逐渐显现出来。为扭转由于盲目发展经济而大量损耗土地生态价值的局面,对生态用地的深入研究必不可少。生态用地识别是生态用地研究的重要步骤,1985年欧洲就已经开始了生态用地识别的研究,在土地分类中将具有自然生态属性类别单独列出^[1-2];联合国在1993年的研究中将内地水域、木本沼泽草地纳入到土地利用分类体系中^[3],也体现出生态用地识别的观念。董雅文等在我国最早提出生态用地的概念,认为生态用地是生态要素空间定位的统称^[4]。本研究支持从土地生态功能角度来定义生态用地,认为凡是具有生态服务功能、对于生态系统和生物生境保护具有重要作用的土地都可视为生态用地,包括农田、林地、草地、水域和沼泽等在内的,地表无人工铺装的,具有透水性的地面等都可以纳入生态用地的范围^[5-6]。

水环境安全在生态用地的识别中扮演着至关重要的角色,是生态用地识别的重要内容。水环境安全是20世纪末提出的重要概念,属于生态安全的重要组成部分^[7]。早期研究认为,水环境安全就是水质和水量的安全,而实际上这仅仅是水环境安全的一部分^[8-9]。随着研究的深入,部分学者给出了更全面的定义,认为水环境安全是指在一定历史阶段和一定社会条件下,某一空间范围内的水体拥有充足的水量和安全的水质,水体满足其内部和周围环境所组成的生态系统维持正常运转对水环境系统功能的要求,并在长时间内实现功

能可持续发展和人类社会持续良性发展^[10-11]。

在具体的生态用地规划和识别方法方面也有许多学者进行了大量研究,岳健等将土地利用类型划分为农用地、建设用和生态用地3大类,将具有维持生物多样性、保护和平衡生态环境作用的土地划归为生态用地^[12]。邓红兵等从改善人居环境、区域人口关系提供生态服务功能的角度出发,对生态用地概念进行补充完善^[13]。吴健生等以深圳市为研究区,采用基于图论的景观连通性指数、生物多样性服务当量、Invest模型生境质量评估模块和地理信息系统(GIS)技术相结合的方法识别生态用地重要斑块^[14]。

随着研究的不断深入,越来越多的学者将目光转向了通过3S技术(含GIS、遥感技术、全球定位系统)进行生态用地识别研究。依托于3S技术构建的最小累积阻力模型(MCR)是景观生态研究的重要方法之一,该模型最早由Knaapen等提出,中心思想为通过计算源地到每个景观单元的阻力值建立最小累积阻力面来表征研究区的景观安全程度^[15]。这一方法近年来在不同的领域有较多应用,和艳等通过该模型对滇池流域进行了景观生态安全格局分析^[16];刘孝富等通过建立2个不同过程的最小累积阻力差值,表面评价了福建省厦门市的土地生态适宜性^[17];俞孔坚等借助最小累积阻力模型,基于生物过程安全对北京市东三乡的生态用地进行了分析识别,划分出3种不同安全水平下的生态用地^[18-24]。本研究通过构建最小累积阻力模型,选择距河湖缓冲区距离、水源保护区类型、坡度、水质4个阻力因子对吉林省辽河流域进行水环境安全生态用地识别。

1 研究区概况

吉林省辽河流域位于吉林省西南部,地处123°42'~125°31'E、42°34'~44°08'N,全长1345 km,流域面积为11283 km²,占吉林省总土地面积的6.55%。吉林省辽河流域大部分地区属温带半湿润半干旱的季风气候,年降水量约为350~1000 mm,年径流量为89亿m³,山地多于平原,高程

收稿日期:2016-10-26

基金项目:吉林省科技发展计划(编号:20150101092JC)。

作者简介:李海毅(1969—),男,吉林长春人,博士,副教授,硕士生导师,主要从事生态环境系统工程方面的研究。E-mail: lhy334@126.com。

通信作者:李昭阳,博士,副教授,硕士生导师,主要从事生态环境系统工程研究。E-mail: lizhaoyang227@163.com。

从东南向西北递减。研究区主要包括东辽河、招苏台河及条子河3条主要干流,每条河流又有众多支流。东辽河是主要河流中流量最大的1条,也是吉林省辽河流域唯一1条全年无断流的河流,在吉林省境内有321 km,平均径流量5.61亿m³,径流深58 mm。招苏台河是流域的第2大河流,其主要支流为条子河,在吉林省境内河长103 km,流域面积为1 147 km²,多年平均径流量0.455亿m³。

由图1可见,吉林省辽河流域主要包括四平市和辽源市2个地级市,以及公主岭市、东辽县、梨树县、双辽市和伊通满族自治县等5个县(市)。巨大的人口数量和较高的人口密度对生态环境产生了巨大的压力,与此同时,流域的经济主要依靠农业种植和畜牧业养殖来支撑,耕地面积的不断扩大大和畜禽养殖量的飞速增长已经对吉林省辽河流域生态安全尤其是水环境安全产生了重要的影响。

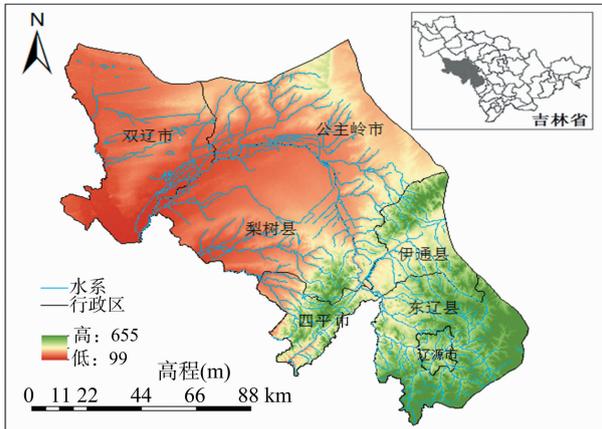


图1 研究区地理位置

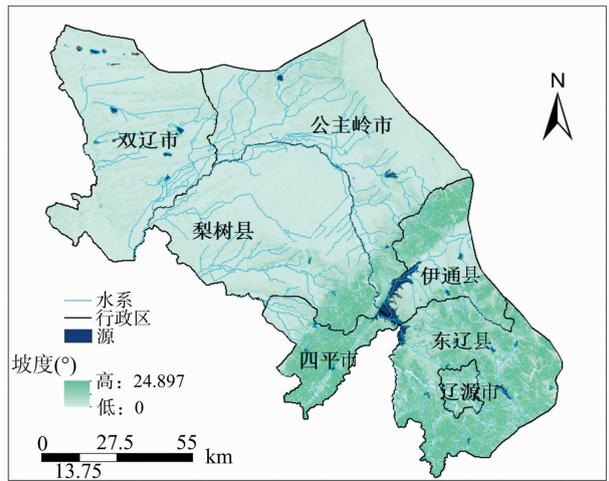


图2 源地位置示意

程度,直接决定了用地识别的准确性和可信性。本研究基于3S技术选取了4个有代表性的单因子作为阻力因素进行分级计算,以反映水环境安全不同特征属性。

水资源量是水环境安全的主要限制条件,距离水源地近的地方往往具有较优良的生态条件,因此在宏观尺度的评价中,将地形坡度和距河湖缓冲区距离作为间接反映水分含量的指标。在本研究中,由于研究区整体地势坡度较缓,因此适当降低了坡度因子在整体阻力因子体系中的权重分配;同时,在对研究区进行实地考察的过程中发现,农田耕种区域与河湖区域基本相互连接,缓冲区宽度极窄甚至存在农田紧挨河道种植的情况,因此在对距河湖缓冲距离因子进行分级时充分考虑了这一实际情况,将其分为0、10、50、150 m 4个宽度等级进行研究。

不同等级的水源保护区对研究区水环境安全的影响程度也不同,自然与人文保护区内的景观生态需要得到最好的保护和恢复,对生态安全格局的恢复起着重要作用,因此对水环境安全程度的要求相对较高;开发利用区由于可以满足一定程度的农业和工业需求,对水资源环境的要求相对于保护区则有一定程度的降低,缓冲区则更加宽松。

水质的优劣则直接反映了研究区水环境质量的好坏,水质较高的区域则具有更加安全的水环境生态条件,因此将水质因子作为反映研究区水环境质量的客观指标,对研究区水环境安全用地识别具有重要的作用。

本研究在充分考虑研究区实际情况并查阅大量相关文献及参考资料后,通过专家讨论制定了分级标准及权重(表1)。

表1 水环境安全重要性评价及分级标准

阻力因子	权重	分级标准			
距河湖缓冲距离	0.4	<10 m	10~50 m	50~150 m	>150 m
水质	0.3	Ⅱ类	Ⅲ类	Ⅳ类	Ⅴ类
水源保护区类型	0.2	保护区	开发利用区	缓冲区	
坡度	0.1	15~25	10~15	5~10	0~5
重要性等级		极重要	中等重要	一般重要	不重要

2.3.2 阻力因子数据来源 本研究中,阻力因子的提取主要应用GIS空间分析技术,并在ArcGIS 10.0环境下进行具体操作。坡度因子是根据研究区数字高程模型(DEM)数据通过ArcGIS空间分析功能提取坡度值计算获得;根据《吉林省

2 研究方法

2.1 生态用地识别方法——最小累积阻力模型

本研究借助3S技术构建最小累积阻力模型,公式如下:

$$MCR = f \min_{j=1}^{i=m} D_{ij} \times R_j$$

式中:MCR为最小累积阻力,也称最小费用距离,是指从源斑块到达最近目标斑块的过程中,穿过不同阻力的景观时克服阻力所做的功或耗费的费用; D_{ij} 表示从源j到景观单元i的空间距离; R_j 表示景观单元在物种移动过程中的阻力系数; f 表示最小累积阻力与生态过程呈现正相关系数; \min 表示被评价的斑块对于不同的源取阻力最小值;整个公式表示物种从源j到单元i之间穿越所有单元的距离与阻力的累积。

2.2 “源”的确定与提取

在景观生态学中,“生态核心区”是景观生态流扩散和支持的源点,是那些对生态过程起正向推动作用的景观类型。生态核心区的确定必须依据特定的生态过程与实际景观生态特征,通常选择研究区内生态功能较强的景观类型作为生态安全格局的源地。本研究选取研究区范围内河流源头、交汇处,各个湖泊、水库、市区公园等斑块面积超过10 km²的大型稳定水域或湿地作为生态核心区并通过ArcGIS 10绘制30 m × 30 m源地文件(图2)。

2.3 阻力因子的选择与建立

2.3.1 阻力因子的选择 阻力因子选择的完整程度和有效

地表水功能区划》《松辽流域水功能区划》等资料实现了水源保护区类型因子的绘制;水质因子则是在现有研究区水系矢量数据的基础上,通过查阅《吉林省水资源公报》《松辽流域水资源公报》以及相关参考文献中的水质数据综合获取;距河湖缓冲距离因子则是在研究区水系数据的基础上通过 ArcGIS 缓冲区分析功能计算获得。本研究所绘制全部图件空间分辨率均为 30 m × 30 m。

2.4 最小累积单因子阻力面的构建

在确定阻力因子的基础上,对其进行逐个分析,分别生成最小累积单因子阻力面。

根据坡度单因子阻力面数据,通过 ArcGIS 空间分析模块 Cost Distance 功能,计算得到最小累积单因子坡度阻力面(图 3)。根据研究区水质现状,研究区内主要存在 4 种水质水体,分别为 II 类、III 类、IV 类、V 类水体,将此水质单因子阻力作为成本栅格输入进行计算,得到最小累积单因子水质阻力面(图 4)。以研究区河流水系图为基础数据,进行缓冲区分析,将缓冲区分为 <10、10~50、50~150、>150 m 4 个等级,将绘制好的缓冲区距离图作为成本栅格在 Cost Distance 中进行计算得到最小累积单因子距河湖缓冲距离阻力面(图 5)。通过松辽流域水功能区划数据,裁剪并叠加出研究区范围内的水功能区划图,将研究区水功能划分为 3 个等级,分别为保护区、开发利用区和缓冲区,绘制出水源保护区类型单因子阻力图并以此作为成本栅格在 cost distance 中进行计算,得到最小累积单因子水源保护区类型阻力面(图 6)。

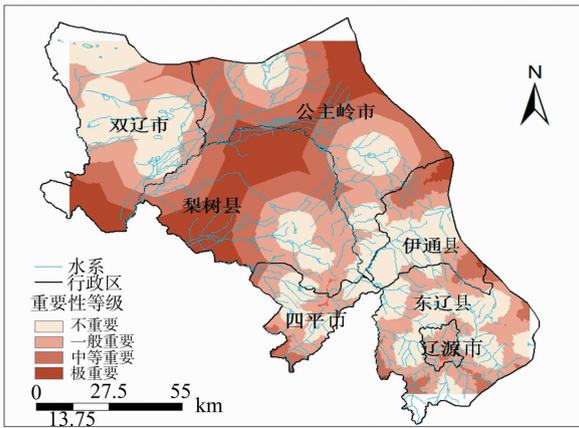


图3 最小累积坡度阻力面

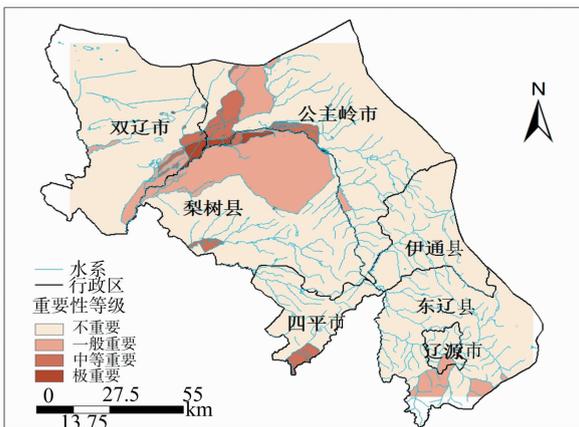


图4 最小累积水质阻力面

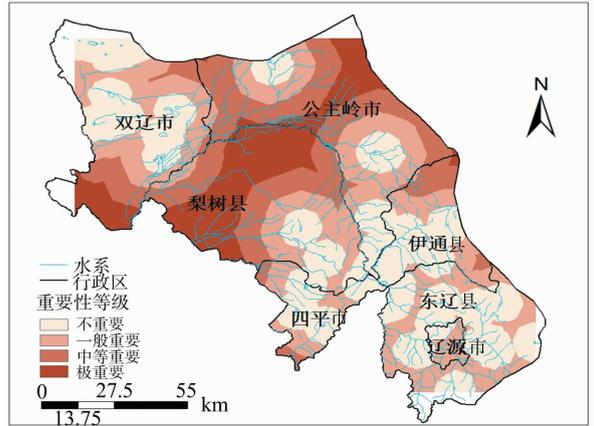


图5 最小累积距河湖缓冲区距离阻力面

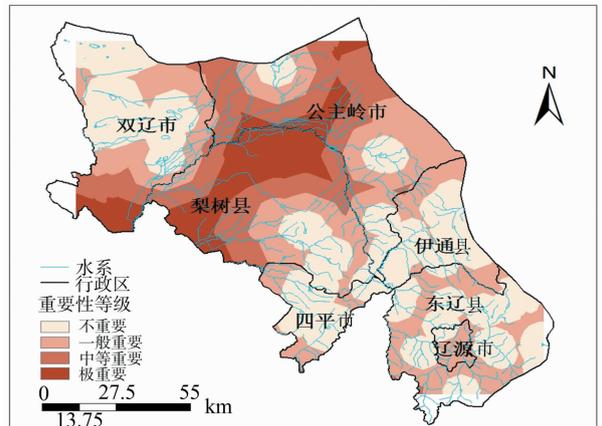


图6 最小累积水源保护区类型阻力面

2.5 最小累积多因子阻力面的构建

在 ArcGIS 环境下,通过对单因子阻力面的加权叠加,获得研究区综合多因子阻力面,将此多因子阻力面作为成本栅格,在空间分析模块 cost distance 中进行计算,获得最小累积综合多因子阻力面(图 7)。该阻力面可在空间尺度上表征研究区水环境安全生态用地情况,按照自然断点分类法分为 4 级,具体分级结果如表 2 所示。

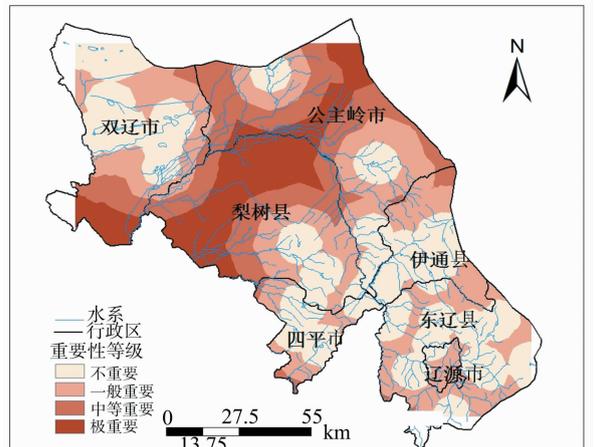


图7 研究区水环境生态安全重要性用地识别

表2 水环境生态安全重要性最小累积阻力自然断点分类

等级	阻力值	重要性
一级	0 ~ 7 032	不重要
二级	7 033 ~ 14 225	一般重要
三级	14 226 ~ 25 864	中等重要
四级	25 865 ~ 40 965	极重要

3 结果与分析

3.1 最小累积单因子阻力面分析

在最小累积阻力模型中,阻力值的高低反映了物种从源地移动到相应景观单元的难易程度,由此也可以表征相应景观单元生态安全优劣程度。本研究用阻力值的大小来反映水环境安全生态用地等级的高低,阻力值高的区域则生态用地重要性等级较高,反之则较低。通过对本研究中最小累积单因子阻力面的分析,4个阻力因子对研究区水环境安全的影响趋势相似但也存在不同之处。

在坡度因子方面,双辽市的南部、东部以及梨树县的西部和北部表现出较高的阻力值,处于极重要的用地识别等级;伊通和辽源地区整体情况稍好,大部分地区阻力值偏低,只在偏南地区和东北部阻力值稍微有所升高。

在水质因子方面,阻力值受流域水质情况不同呈现明显的线性分布。东辽河上游杨木水库以上河段水质优良,水质类别为Ⅱ类,该地区阻力值偏低;杨木水库以下至二龙山水库河段,由于辽源市、白泉镇的排污,河水污染严重;二龙山水库以下河段,由于受面源污染及公主岭市排污的影响,污染严重,水质类别均为Ⅴ类;招苏台河干流由于受郭家店镇、梨树镇排污及面源污染的影响,水体污染严重,水质类别也为Ⅴ类,因此该区域均呈现出了较高的阻力值。条子河上游下三台水库水质较好,水质类别为Ⅲ类,下游受四平市排污的影响,河水污染严重,水质类别为Ⅴ类,阻力值分布也按照相同趋势体现出这一情况。

在距河湖缓冲区距离因子方面,双辽市西南部、梨树县西北地区阻力值最高,并且呈现条带状分布;伊通县东部以及四平市西南方向次之,辽源地区整体阻力值偏低,只在偏南地区存在散射状高阻力值区域。

在水源保护区类型因子方面,梨树县和公主岭市交界处阻力值最高。双辽市西南方向以及梨树县西部阻力值逐渐升高;公主岭地区整体阻力值呈现较高的状态,阻力值由南至北逐渐升高;伊通县南部以及辽源地区整体阻力值偏低。

总体来讲,研究区处于中心位置的公主岭和梨树区域在4个阻力指标的计算下均表现出较高的阻力值;四平、伊通以及辽源的大部分地区单因子阻力值较小。

3.2 最小累积多因子阻力面的分析

通过对最小累积多因子阻力面(图7)进行分析,研究区的水环境安全生态用地重要程度被分为4级(表2)。由结果可知,在水环境安全角度,研究区的东南方向包含辽源、四平和伊通部分地区整体水环境安全生态用地级别在一级区域中较多,并且呈散点状分布;该区域水环境安全方面保护相对较好,由于在地理位置上该区域处于东辽河源头区,污染相对较少,保护措施较完善,因此呈现出的阻力等级也较低,研究结果符合实际情况。

双辽、公主岭及梨树地区均存在用地识别等级为四级的极重要区域,双辽地区由西北向东南方向重要性等级逐渐增高,梨树和公主岭地区则不同,呈现由中间向四周重要性等级逐渐降低的趋势,因此在空间用地识别上形成了1个条带状的高等级区域。该区域范围东辽河流势发生了变化,由西北流向转向了西南流向,并且该区域地势平缓,流速较低,不利于水体的自净;同时该区域处于辽河中下游地带,附近居民聚集,农牧业排放情况较严重,污染物易发生沉积,整体水质有所降低,区域整体呈现出阻力等级较高,研究结果合理,属于用地识别极重要区域。

4 创新与展望

在国内外现有的研究进展中,最小累积阻力模型的应用主要存在于景观生态格局研究以及城市规划研究中,在区域水环境安全生态用地识别方面相关应用较少,本研究将这一模型应用在区域水环境安全生态用地识别领域,拓宽了最小累积阻力模型的应用范围,同时,对吉林省辽河流域用地识别方面的研究具有现实意义。

本研究在空间角度对研究区水环境安全用地进行识别,因此在阻力因子的选取上,选择了能够实现空间化的因子进行计算与分析,一些社会经济指标由于以行政区为统计单位,无法进行有效的空间化因而只能舍弃。在进一步的研究中,会逐步加入更多类型的指标,涵盖水环境安全、土壤以及生物多样性等方面,更加全面地对研究区生态用地进行识别研究。

参考文献:

- [1] Bailey R G. Integrated approaches to classifying land as ecosystems, proceeding of workshop on land evaluation for forest [J]. The Netherland, 1981, 28: 95 - 109.
- [2] Bailey R G, Zoltai S C, wiken E B. Ecological regionalization in Canada and the United States [J]. Geogorum, 1985, 16 (3): 175 - 265.
- [3] Cho M A, Skidmore A, Corsi F, et al. Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression [J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2007, 9 (4): 414 - 424.
- [4] 董雅文, 周雯, 周慧等. 城市化地区生态防护研究——以江苏省南京市为例 [J]. 城市研究, 1999 (2): 6 - 10.
- [5] 宗毅, 汪波. 城市生态用地的“协调-集约”度创新研究 [J]. 科学管理研究, 2005, 23 (6): 32 - 35, 57.
- [6] 韩学敏, 濮励杰, 朱明, 等. 环太湖地区有效生态用地面积的测算分析 [J]. 中国农学通报, 2010, 26 (22): 301 - 305.
- [7] 庄一廷. 闽江流域水环境安全及管理对策初探 [J]. 能源与环境, 2007 (5): 116 - 118.
- [8] 林靖华, 杨大伟, 孙亚男. 由盐城水污染论城市水环境安全管理 [J]. 城市建设理论, 2012 (5): 13 - 15.
- [9] 孙书侠. 新修《水污染防治法》与中国水环境安全 [J]. 沧桑, 2008 (6): 148 - 150.
- [10] 刘宏. 镇江市水环境安全评价及风险控制研究 [D]. 镇江: 江苏大学, 2010.
- [11] 张小斌, 李新. 我国水环境安全研究进展 [J]. 安全与环境工程, 2013, 20 (1): 122 - 125, 137.

务价值流向为负,因此,有步骤地实施退耕还林、还草,加强对水域与湿地的保护,提高土地利用水平是恢复和提高区域生态系统服务功能的较有效途径。

参考文献:

[1] Costanza R, d'Arge R, deGroot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.

[2] 严恩萍, 林辉, 洪奕丰, 等. 洪湖市土地利用动态及生态服务价值响应研究[J]. 土壤通报, 2013, 44(5): 1053-1059.

[3] 严恩萍, 林辉, 王广兴, 等. 1990—2011 年三峡库区生态系统服务价值演变及驱动力[J]. 生态学报, 2014, 34(20): 5962-5973.

[4] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 城市化流域生态系统服务价值时空分异特征及其对土地利用程度的响应[J]. 生态学报, 2013, 33(8): 2565-2576.

[5] 刘桂林, 张落成, 张倩. 长三角地区土地利用时空变化对生态系统服务价值的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(12): 3311-3319.

[6] 李屹峰, 罗跃初, 刘纲, 等. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例[J]. 生态学报, 2013, 33(3): 726-736.

[7] 高奇, 师学义, 黄勤, 等. 区域土地利用变化的生态系统服务价值响应[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 22(11): 308-312.

[8] 赵丹, 李锋, 王如松. 城市土地利用变化对生态系统服务的影响——以淮北市为例[J]. 生态学报, 2013, 33(8): 2343-2349.

[9] 杨越, 哈斯, 社会石, 等. 基于 RS 和 GIS 的宁夏盐池县土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 水土保持研究, 2014, 21(5): 100-105.

[10] 汤洁, 黄璐思, 王博. 吉林省辽河流域生态系统服务价值对 LUCC 的响应分析[J]. 环境科学学报, 2015, 35(8): 2633-2640.

[11] 王军, 顿耀龙. 土地利用变化对生态系统服务的影响研究综述[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(5): 798-808.

[12] Mendoza - González G, Martínez M L, Lithgow D, et al. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico [J]. Ecological Economics, 2012, 82(20): 23-32.

[13] Estoque R C, Murayama Y. Examining the potential impact of land

use/cover changes on the ecosystem services of Baguio city, the Philippines: a scenario - based analysis [J]. Applied Geography, 2012, 35(1): 316-326.

[14] 姚成胜, 朱鹤健, 吕晞, 等. 土地利用变化的社会经济驱动因子对福建生态系统服务价值的影响[J]. 自然资源学报, 2009, 24(2): 225-233.

[15] 王燕, 高吉喜, 王金生, 等. 新疆国家级自然保护区土地利用变化的生态系统服务价值响应[J]. 应用生态学报, 2014, 25(5): 1439-1446.

[16] 边亮, 胡志斌, 宋伟东. 陕西省长武县土地利用变化的生态环境效应评价[J]. 生态学杂志, 2009, 28(9): 1743-1748.

[17] 彭资, 谷成燕, 刘智勇, 等. 东江流域 1989—2009 年土地利用变化对生态承载力的影响[J]. 植物生态学报, 2014, 38(7): 675-686.

[18] Luo G P, Zhou C H, Chen X, et al. A methodology of characterizing status and trend of land changes in oases: a case study of Sangong River watershed, Xinjiang, China [J]. Journal of Environmental Management, 2008, 88(4): 775-783.

[19] 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.

[20] 谢高地, 肖玉, 甄霖, 等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10-13.

[21] 王宗明, 张柏, 张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. 自然资源学报, 2004, 19(1): 55-61.

[22] 赵晴, 赵旭阳, 刘征. 石家庄市土地利用变化及其生态服务功能响应[J]. 水土保持通报, 2015, 35(3): 242-249, 255, 封2.

[23] Yang Z P, Gao J X, Zhou C P, et al. Spatio-temporal changes of NDVI and its relation with climatic variables in the source regions of the Yangtze and Yellow rivers [J]. Journal of Geographical Sciences, 2011, 21(6): 979-993.

[24] 松响, 蓝登明, 胡小龙, 等. 多伦县湿地变化及驱动力分析[J]. 内蒙古农业大学学报, 2012, 33(5): 107-112.

[25] 吴连喜. 巢湖流域 30 年土地利用变化及其驱动力研究[J]. 土壤通报, 2011, 42(6): 1293-1298.

[26] 姚原温, 李阳兵, 金昭贵, 等. 贵州省大坝土地利用变化及驱动力分析[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(1): 68-74.

(上接第 219 页)

[12] 岳健, 张雪梅. 关于我国土地利用分类问题的讨论[J]. 干旱区地理, 2003, 26(1): 111-123.

[13] 邓红兵, 陈春娣, 刘昕, 等. 区域生态用地的概念及分类[J]. 生态学报, 2009, 29(3): 1519-1524.

[14] 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.

[15] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning[J]. Landscape and Urban Plan, 1992, (23): 1-16.

[16] 和艳, 李迎彬. 景观生态安全格局模型在滇池流域空间研究的应用[C]//中国城市规划学会. 多元与包容——2012 中国城市规划年会论文集. 昆明: 云南科技出版社, 2012.

[17] 刘孝富, 舒俭民. 最小累积阻力模型在城市土地生态适宜性评价中的应用: 以厦门为例[J]. 生态学报, 2010, 30(2): 421-428.

[18] 俞孔坚, 黄刚, 李迪华, 等. 景观网络的构建与组织——石花洞

风景名胜景观生态规划[J]. 城市规划学刊, 2005, 157(3): 76-81.

[19] 俞孔坚, 李迪华, 段铁武. 敏感地段的景观生态安全格局设计及地理信息系统应用[J]. 中国园林, 2001(1): 11-16.

[20] 俞孔坚, 李伟, 李迪华, 等. 快速城市化地区遗产廊道适宜性分析方法探讨——以台州市为例[J]. 地理研究, 2005, 24(1): 69-76.

[21] 俞孔坚, 叶正, 李迪华, 等. 论城市景观生态过程与格局的连续性: 以中山市为例[J]. 城市规划, 1998, 22(4): 14-17.

[22] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究——以北京市东三乡为例[J]. 应用生态学报, 2009, 20(8): 1932-1939.

[23] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型[J]. 地理学报, 1998, 53(增刊): 11-20.

[24] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. 生态学报, 1999(1): 8-15.