

基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变*

吴健生^{1,2} 曹祺文^{1**} 石淑芹³ 黄秀兰¹ 卢志强¹

(¹北京大学城市规划与设计学院城市人居环境科学与技术重点实验室, 广东深圳 518055; ²北京大学城市与环境学院, 北京 100871; ³天津工业大学管理学院, 天津 300387)

摘要 土地利用变化是全球变化的核心内容, 评估土地利用变化引起的生境质量时空分异性是区域生态规划的基础, 能为土地利用规划和土地管理政策制定提供科学依据. 本文在分析京津冀 2000—2010 年土地利用变化的基础上, 以 InVEST 模型对生境质量进行总体评估, 并基于流域划分, 借助剖面线和空间自相关深入分析了生境质量格局时空分异性. 结果表明: 2000—2010 年, 研究区主要土地利用变化类型为: 耕地转为建设用地、林地和草地间的相互转换及水体转为耕地, 这导致景观结构异质性的减弱和破碎度的提升. 两时期生境质量格局整体表现为东南部和南部较低、北部和西部较高. 其中, 东南部和南部 2010 年生境质量明显下降, 发生了一定生境退化乃至丧失现象. 各流域生境质量具有明显分段特征, 较多样点在 2010 年出现不同程度退化, 但也有部分有所改善. 该区生境质量格局空间分布集聚性有所增强. 2000 年“高高”型生境质量流域空间聚集区为滦河流域和白河流域上游地区, “低低”型聚集区集中在永定河中下游和潮白河流域部分地区. 2010 年“高高”型和“低低”型空间聚集区在原有基础上各自向西南方向有所扩展.

关键词 土地利用变化; 生境质量; InVEST; 流域; 京津冀

文章编号 1001-9332(2015)11-3457-10 **中图分类号** X87 **文献标识码** A

Spatio-temporal variability of habitat quality in Beijing-Tianjin-Hebei Area based on land use change. WU Jian-sheng^{1,2}, CAO Qi-wen¹, SHI Shu-qin³, HUANG Xiu-lan¹, LU Zhi-qiang¹ (¹Key Laboratory for Environmental and Urban Sciences, School of Urban Planning & Design, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China; ²College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; ³School of Management, Tianjin Polytechnic University, Tianjin 300387, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2015, 26(11): 3457–3466.

Abstract: Land use change is the core content of global change. To achieve sustainable land use planning, it is necessary to evaluate the habitat quality pattern and its spatio-temporal variation resulted from land use change, which can provide basis for the formulation of land management policy. Based on the analysis of land use change from 2000 to 2010, this study investigated the spatio-temporal variation of habitat quality pattern of Beijing-Tianjin-Hebei Area. We used the watershed profile sampling points and spatial autocorrelation analysis based on watershed subdivision. The results showed that the main land use change types from 2000 to 2010 in this area included the transition from cultivated land to construction land, the transition between forest and grassland, and the transition from water bodies to cultivated land. This land use/cover change process led to the decrease of heterogeneity of landscape structure and increase of fragmentation. The overall spatial pattern of habitat quality was that southeast and south areas were relatively lower, while north and west areas were relatively higher. The analysis based on watershed profile showed that the habitat quality of each watershed presented significant difference in each part. Habitat quality of most sampling points degraded in a way, while some improved compared with 2000. In general, the habitat quality of the bottom part of Luanhe River basin, the medium part of Bai-Chaobai-Chaobaixin River basin, the medium and the bottom part of Yongding River basin and medium part of Laozhang-Fudongpai-Beipai River basin were poor and volatile, while other parts were relatively good. There was a de-

* 国家自然科学基金项目(41130534)资助.

** 通讯作者. E-mail: caoqiwen@163.com

2015-02-13 收稿, 2015-08-21 接受.

creasing agglomeration characteristic of distribution of habitat quality in Beijing-Tianjin-Hebei Area under the disturbance of human activities. Areas of high habitat quality in 2000 were mainly located in Luanhe River basin and top part of Baihe basin. Areas of low habitat quality were mainly located in medium and bottom part of Yongding River basin and some parts of Chaobai River basin. However, the areas of high habitat quality and areas with low habitat quality of 2010 had both expanded towards southwest.

Key words: land use change; habitat quality; InVEST; basin; Beijing-Tianjin-Hebei Area.

当前,国际地圈生物圈计划(IGBP)、国际全球环境变化人文因素计划(IHDP)和世界气候研究计划(WCRP)等国际组织都将土地利用/覆被变化(LUCC)作为全球变化的核心研究问题.通常认为土地利用除具有经济、社会、文化和生产性功能外,还具有显著的生态效应^[1],如对气候变化、生态系统地球物理化学循环过程、全球陆海相互作用等产生重要影响^[2-4].随着人口增长、经济发展,土地利用及其结构不断发生变化,而这一变化能够深刻影响生境斑块之间的物质流、能量流循环过程,进而改变区域生境分布格局和功能.因此,生境质量高低依赖于其自身与人类土地利用之间的邻接度及土地利用的强度,随着周边土地利用强度的增大,生境质量也随之衰退^[5-6].深入探讨土地利用与生态过程的关系对分析区域生态环境乃至全球环境的变化具有重要的意义^[7],也为区域生态安全格局构建和土地资源可持续利用提供基础依据.

目前国内外基于土地利用的生境质量研究,根据其研究方法和研究尺度不同,大体可分为两类:一类是基于实地调查的生境质量评价研究,以小城市^[8]、河流^[9]、自然保护区^[10]等小尺度居多,通常利用样带法或样方法进行植物调查、动物调查,获取与生境质量有关的各项参数,构建评价体系并基于层次分析等方法进行评价.但此类方法囿于较高的采样时间成本和人力成本,长时间跨度数据不易获取,时间动态分析难以进行.另一类是基于 InVEST 模型^[11-12]、SolVES 模型^[13]等生态评估模型进行的定量研究,有县域^[14]、山区^[15]、流域^[16]、州^[17]等不同尺度.其中,InVEST 模型是目前发展最成熟、应用最多的生态功能评估模型^[18],其基于生境胁迫的评估方法也得到较多推广^[19-20].但此类研究以多重生态系统服务权衡为主,鲜有深入探讨由土地利用变化引起的生境质量时空分异性,针对具有复杂人类活动特征的大尺度区域研究也不多见.为此,本文以包含多种生态系统类型的快速城市化区域京津冀为研究区,采用 InVEST 模型从时空分异角度模拟该区域的生境质量格局及其演变,并基于流域划分,借助

剖面线采样和空间自相关分析法,对京津冀基于土地利用变化的生境质量进行了深入评估,以期为区域生态保护实践和土地利用规划提供基础依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

京津冀包括北京、天津和河北省 3 个省市(36°01'—42°37' N, 113°04'—119°53' E),土地总面积 21.44×10⁴ km².该区属典型的温带半湿润半干旱季风气候,四季分明,春秋干旱多风,夏季高温多雨,冬季寒冷干燥.海拔约为-2~2841 m,地势由西北向东南倾斜(图 1).地貌类型众多,包括坝上高原、燕山和太行山地、山麓平原、低平原和滨海平原等.由东南向西北,土地覆被以沿海滩涂、湿地、耕地、城市、灌丛、森林、森林草原和草原依次更替.

该区是除长三角和珠三角外的第三大一体化发展区域,但日益增大的人类活动强度给生态系统带来了巨大压力,环境恶化趋势严重,其表现如城市污染总体较严重,太行山、燕山土壤侵蚀和坝上高原荒漠化加剧,平原洼淀萎缩及消失,海岸及河口生态系

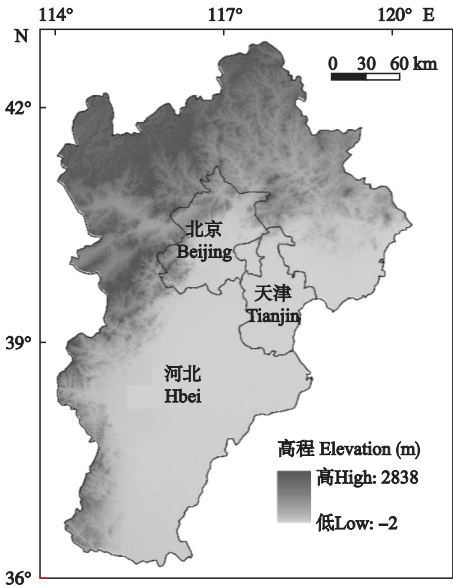


图 1 京津冀地理位置及高程
Fig.1 Location of Beijing-Tianjin-Hebei Area and its DEM.

统退化,地面沉降和海水入侵及沙尘频繁侵袭等^[21],对该区生境质量乃至生态可持续发展造成了较大威胁。

1.2 数据准备

京津冀 2000 和 2010 年土地覆被数据源于国家基础地理信息中心研制的全球 30 m 地表覆被产品 (GlobeLand30) (<http://www.globallandcover.com/>), 分类利用的影像为 30 m 多光谱影像,包括 Landsat TM 5、ETM+多光谱影像和中国环境减灾卫星 (HJ-1) 多光谱影像.该套产品将空间分辨率提高了 1 个数量级,总体分类精度均达到 80%^[22].根据研究需要,将土地覆被归并为耕地、林地、草地、水体、建设用地和裸地等 6 种类型.主要道路(一二级道路)、次要道路(三四级道路)、高速公路和铁路等矢量数据由“国家基础地理信息系统(<http://nfgis.nsd.gov.cn/>)”提供,用作 InVEST 模型的输入参数之一.SRTM 90 m 空间分辨率 DEM 下载自 <http://srtm.csi.cgiar.org/>,用于确定流域水系和划分子流域。

1.3 研究方法

1.3.1 土地利用变化分析 首先,利用土地转移矩阵掌握研究初期各类型土地的流失去向以及研究末期各土地利用类型的来源与构成^[23].其次,基于常用性、简化性等原则,选取多样性指数、均匀度指数、蔓延度指数和破碎度指数从空间构型上进一步分析土地利用景观格局特征及其演变.各指数计算方法和生态学意义可参阅文献^[24-26]。

1.3.2 InVEST 模型生境质量模块 InVEST 模型是由斯坦福大学 (Stanford University) 开发,大自然保护协会 (The Nature Conservancy) 和世界自然基金会 (World Wide Fund for Nature) 联合支持的生态系统服务功能评估模型,能辅助自然资源管理决策.在其生境质量模块中,假定生境质量受制于反映人类活动强度的土地利用方式,生境的范围缩减或质量下降可能带来区域土地利用生态效应的恶化.该模型中生境质量是 4 个变量的函数:胁迫因子的影响距离、生境对各胁迫因子的敏感性、生境与胁迫因子源的距离及土地受法律保护程度.胁迫因子对生境的影响随距离的增大呈指数型衰减.由于京津冀土地法律保护工作比较到位,本文主要考虑前 3 个变量的影响.为得到生境质量,需先计算得到生境退化程度,计算公式为^[27]:

$$D_{sj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}$$

(1)

式中: D_{sj} 为生境退化程度; R 为胁迫因子个数; w_r 为胁迫因子 r 的权重; Y_r 为胁迫因子层在地类层上的栅格

个数; r_y 为地类层每个栅格上胁迫因子的个数; β_x 为法律保护程度; S_{jr} 为 j 类型土地覆被对胁迫因子 r 的敏感性。

在此基础上,计算得到生境质量得分:

$$Q_{sj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{sj}^z}{D_{sj}^z + k^z} \right) \right)$$

(2)

式中: Q_{sj} 为土地利用/土地覆被 j 中栅格 x 的生境质量; H_j 为土地利用/土地覆被 j 的生境属性,当仅从宏观角度研究生境质量而不涉及具体物种时,常采用二分法定义 H_j 值,即土地利用/土地覆被 j 为生境时 $H_j = 1$,否则为 0^[27]; k 是半饱和常数。

建设用地是所有地表覆被类型中人类活动最集中的体现,反映了人为活动对生境等自然系统的威胁,而裸地植被覆盖度极低,环境条件较为恶劣.因此本文将建设用地和裸地设定为非生境,耕地、林地、草地和水体等设定为生境.选取主要道路、次要道路、高速公路、铁路以及建设用地和裸地作为胁迫因子,其原因一方面是生境质量演变主要受到人类活动的胁迫,而人类改造地表的活动及建设用地扩张是这一胁迫因子最集中和强烈的显示;另一方面本文主要考虑具有良好生态效应的地类为生境,而盐碱地、沙地等裸地基本无植被覆盖,生态系统条件恶劣且不稳定,并容易侵蚀周围土地覆被,造成盐碱化、沙化等后果,对其他生境造成干扰和威胁区域生态安全.各胁迫因子最大影响距离、权重及不同生境对 6 种胁迫因子敏感性的设置(表 1、表 2)一方面参考了国内外学者在类似地区的研究^[20,28-31]和模型指导手册^[27],另一方面则基于对自然地理学、生态学等领域专家的访谈。

1.3.3 空间自相关 空间自相关指地理事物的某一属性在不同空间位置上的相关程度^[32],其统计内容主要包括空间对象与其相邻单元的空间位置关系及属性特征.空间自相关分析分为全局自相关分析和局部自相关分析.全局自相关分析能检测属性值在整个区域的空间关联模式,描述其在整个区域上有无集聚效应^[33]。

表 1 胁迫因子及其最大影响距离和权重
Table 1 Treats and their maximum distance of influence and weight

胁迫因子 Threats	最大影响距离 Maximum distance of influence	权重 Weight
主要道路 Main road	10	0.6
次要道路 Minor road	5	0.4
高速公路 Expressway	8	0.5
铁路 Railway	7	0.5
建设用地 Construction land	12	1.0
裸地 Bare land	5	0.2

表 2 生境对各胁迫因子的敏感性
Table 2 Sensitivity of habitat types to each threat

地类 Land type	主要道路 Main road	次要道路 Minor road	高速公路 Expressway	铁路 Railway	建设用地 Construction land	裸地 Bare land
耕地 Cultivated land	0.8	0.6	0.7	0.6	1.0	0.5
林地 Forest	0.9	0.7	0.7	0.8	1.0	0.5
草地 Grassland	0.9	0.7	0.7	0.8	1.0	0.8
水域 Water	0.6	0.4	0.5	0.5	0.8	0.4

全局 Moran 指数是最常用的度量指标,其值域为 $[-1,1]$, 正值为正相关,负值为负相关,为零时不相关.局部自相关分析则可帮助掌握空间属性的异质性特征,计算每个空间单元与邻近单元就某一属性的相关程度^[34], 识别聚集区域的空间位置和范围,可借助 Moran 散点图和 LISA 集聚图来表示.将 Moran 散点图各象限内的散点与显著性水平 ($P<0.05$) 相结合得到 LISA 集聚图,通过该图能清楚看到局部空间相关性的分布格局.

2 结果与分析

2.1 土地利用变化

2.1.1 土地利用转移矩阵分析 2000 和 2010 年,耕地、林地和草地均为研究区主要地类,构成了景观基质(图2).2000—2010年,京津冀经历了较强烈的

LUCC 过程:耕地面积减少 3723.67 km²,减幅最大,为 3.2%;水体减少 41.96 km²,减幅为 1.0%.林地、草地、建设用地和裸地均有不同程度增加,其中,建设用地剧烈扩张,增加了 2674.43 km²,增幅高达 18.1%;林地和草地也有较多增长,分别转入 406.49 和 686.93 km²,增幅达 1.0% 和 1.8%;裸地仅增加 2.54 km²,但由于其基数较小,故减幅较大,为 3.7%.因此,建设用地急剧扩张、耕地资源快速减少是该时期京津冀土地利用变化的一大特点.

为全面了解京津冀土地利用变化的结构特征与各地类变化方向^[23],构建土地利用转移矩阵(表3).2000—2010 年,研究区耕地中有 93.3% 较为稳定,并未发生地类转换,减少的耕地主要转出为建设用地和草地,所占比例分别为 2.9% 和 2.7%,并有 0.4% 转出为林地,反映出耕地成为研究期间该区建设用地快速扩张的一大重要来源及河北省自 2002 年所全面开展的退耕还林还草工程的直接效益.林地保留也较多(90.3%),其转出类型主要为草地,所占比例为 8.7%.草地中有 83.2% 保持稳定,转出部分以林地、耕地为主,所占比例为 10.4% 和 4.7%,并有 1.3% 转为建设用地,表明该区生态建设取得一定效益,但也存在着可能导致生态退化的毁草开荒等行为.水域转出类型主要为耕地,所占比例为 14.7%,此外分别有 4.1% 和 3.2% 转为草地和建设用地.建设用地虽然呈现出明显扩张趋势,但仍有 8.6% 转为耕地,这可能与“空心村”、废旧宅基地整

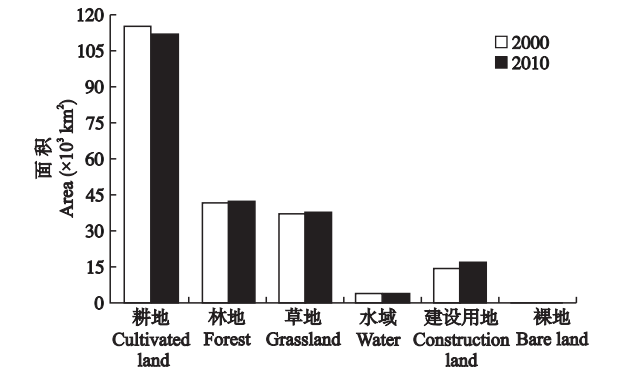


图 2 2000 和 2010 年各地类面积
Fig.2 Area of each land use type in 2000 and 2010.

表 3 京津冀 2000—2010 年土地利用转移矩阵
Table 3 Land use transition matrix of Beijing-Tianjin-Hebei Area in 2000–2010 (%)

年份 Year	地类 Land type	2010					
		耕地 Cultivated land	林地 Forest	草地 Grassland	水域 Water	建设用地 Construction land	裸地 Bare land
2000	耕地 Cultivated land	93.3	0.4	2.7	0.6	2.9	0.1
	林地 Forest	0.9	90.3	8.7	0.0	0.1	0.0
	草地 Grassland	4.7	10.4	83.2	0.3	1.3	0.1
	水域 Water	14.7	1.6	4.1	76.3	3.2	0.1
	建设用地 Construction land	8.6	0.2	0.4	0.3	90.5	0.0
	裸地 Bare land	1.9	0.5	27.6	0.2	2.0	67.8

理工作有关.裸地变化率最大,主要转出为草地,所占比例为 27.6%,同时也分别有 1.9%和 2.0%成为新增耕地和建设用地的来源.因此,耕地转为建设用地、林地和草地间的相互转换及水体转为耕地是 2000—2010 年京津冀主要的土地利用变化类型.

2.1.2 景观多样性和空间构型变化 在分析土地利用数量变化的基础上,基于景观格局视角进一步探究京津冀 LUCC 特征(表 4).多样性指数和均匀度指数能反映景观中斑块类型的丰富程度和比例大小,其值越大表明斑块类型越多或各景观组分所占比例越接近.京津冀的景观多样性指数和均匀度指数分别由 2000 年的 1.2210 和 0.6815 增加为 2010 年的 1.2506 和 0.6980,反映出景观结构异质性的减弱有一定均衡化趋势.2000 年,各景观组分中耕地所占比例最大,约 54%,构成景观基质.林地和草地二者面积之和所占比例超过 37%,也是重要的景观组分.2010 年,建设用地急剧扩张及伴随而来的耕地面积减少,加之林地、草地不同程度的增加,各景观组分所占面积比例差异变小,导致景观多样性指数和均匀度指数增大.

蔓延度指数可测度同一景观组分的集聚程度,其值越大,表明斑块集聚程度越高,连通性较好,反之则说明景观由较多小斑块组成.2000 和 2010 年蔓延度指数分别为 46.8810 和 45.3564,属于中等水平,表明景观中存在一定大斑块现象,主要有耕地、林地和草地等斑块.蔓延度指数的降低,表明斑块数目的增多和平均面积的减小,其原因可能与该区各县域在研究时段内新增部分小型建设用地斑块、而较少增加大型建设用地斑块有关.小型建设用地斑块的大量增加势必导致原有大型耕地、草地等斑块的减小,从而使得蔓延度指数降低.这与描述景观空间结构复杂性和割裂、破碎程度的破碎度指数的变化相一致.该指数在 2000—2010 年由 0.0365 增大为 0.0380,说明在具有一定随机性的人类活动干扰下景观结构复杂程度提高,整体破碎化趋势上升,加大了该区维持生态平衡和保持生境质量的压力.

表 4 京津冀 2000—2010 年景观格局指数变化
Table 4 Changes of landscape metrics in Beijing-Tianjin-Hebei Area in 2000—2010

年份 Year	多样性指数 SHDI	均匀度指数 SHEI	蔓延度指数 CONTAG	破碎度指数 FN
2000	1.2210	0.6815	46.8810	0.0365
2010	1.2506	0.6980	45.3564	0.0380

2.2 京津冀生境质量的时空演变

2.2.1 区域生境质量总体评估 运行生境质量模块得到京津冀 2000 和 2010 年生境质量空间分布图(图 3).2000 年整体生境质量出现东南部和南部低、北部和西部高的趋势.东南部和南部生境质量分值多在 0.7 以下,存在较多 0~0.3 等级的生境,大型斑块主要分布在北京、天津、石家庄、秦皇岛等大型城市周边区域,小型斑块则多零散分布于东南部和西北部等区域.由于距城市较近或位于主要路网联结处,上述生境受到较多人为活动的干扰,导致其生境质量也最差.北部和西部生境质量整体较优,分值多在 0.6 以上,但距离主要道路较近的生境质量也较差,分值集中在 0.4~0.7.少部分位于路网连接点附近的生境质量得分低至 0~0.3,零星分布于研究区.

与 2000 年相比,2010 年京津冀地区生境质量空间分布格局呈现出明显的东南部和南部较低、北部和西部较高的特征,特别是东南部和南部生境质量明显下降,0.5~0.7 和 0.7~0.9 等级的生境增多.究其原因,一方面得分 0~0.3 的低质量生境大斑块呈蔓延式扩大,并继续影响周边区域,导致更多的低质量生境出现.另一方面,京津冀特别是平原区,在 2010 年形成了许多小型建设用地斑块,使得原有集中连片的自然景观破碎化.在这一快速城镇化过程中有较多耕地和草地被占用为建设用地,即原有生境转变为新的胁迫因子,出现了生境丧失现象,且新的胁迫因子将继续威胁其周边生境的质量.

2.2.2 基于流域的生境质量时空演变 基于 SRTM 90 m DEM,在 GIS 平台中利用水文分析工具提取京津冀主要水系,根据海河流域水系分布情况,确定出滦河流域、白河-潮白河-潮白新河、永定河流域与老漳河-滏东排河-北排河等 4 大水系及 134 个子流域(图 4).沿上述流域延伸方向布设剖面线,剖面线上的样点序号由小到大对应水系的上中下段,以分析各流域不同段位生境质量特征及其演变.所划分的子流域则作为识别京津冀生境质量空间分布关联模式的基本评价单元.

1) 滦河流域剖面线生境质量时空演变.滦河流域剖面线样点的生境质量具有明显的分段特征(图 5a).上段地区(样点 1~230)两时期生境质量整体较优,总体上 2010 年略低于 2000 年,但差距较小.该部分样带穿过的区域主要为围场县和隆化县,属于重要的生态涵养区.中段地区(样点 231~460)两时期生境质量整体低于上段,并有部分极低生境质量样点出现,总体上 2010 年略低于 2000 年,出现不同

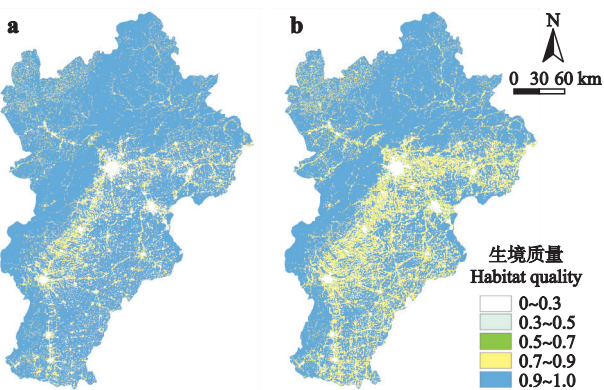


图3 京津冀生境质量空间分布
Fig.3 Spatial distribution of habitat quality in Beijing-Tianjin-Hebei Area.
a) 2000; b) 2010.

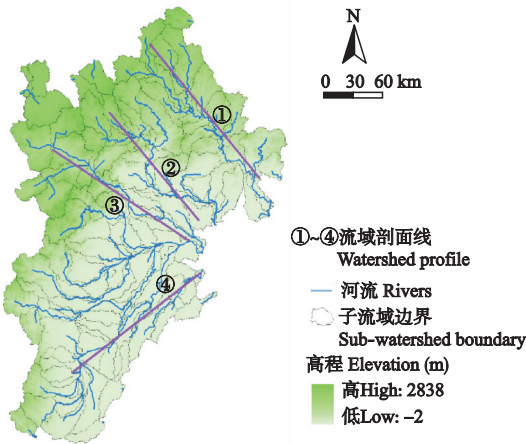


图4 京津冀流域剖面线及子流域划分
Fig.4 Watershed profile and sub-watershed dividing of Beijing-Tianjin-Hebei Area.

①②③④分别为滦河流域、白河-潮白河-潮白新河流域、永定河流域及老漳河-滏东排河-北排河流域的剖面线 ①②③④ referred to profile of Luanhe River basin, Bai-Chaobai-Chaobaixin River basin, Yongding River basin and Laozhang-Fudongpai-Beipai River basin.

程度的退化现象,但也有部分有所改善的样点.该部分样带主要穿过承德市辖区、承德县和宽城县,从而导致部分低质量样点的出现.下段地区(样点 431~667)生境质量相对最差,同 2000 年生境质量相比,2010 年下降幅度较大,退化趋势明显.该部分样带主要穿过迁安县、卢龙县和昌黎县.因此,滦河流域 2010 年生境质量整体低于 2000 年,上游以生态涵养功能为主,中游在具有随机性的人为活动干扰下变化相对剧烈,下游则有明显生境退化现象.

2) 白河-潮白河-潮白新河流域剖面线生境质量时空演变.该流域剖面线样点的生境质量同样具有明显分段特征(图 5b).上段地区(样点 1~190)两时期生境质量整体较优,2010 年部分样点生境质量有

所退化,但同 2000 年差距相对较小.该部分样带主要穿过赤城县、延庆县和怀柔县,生态状况整体较好.中段地区(样点 191~384)在整个流域中生境质量最低,且波动较大,2010 年同 2000 相比退化较为严重.该部分主要经过密云西南部、顺义、平谷南部、三河市、宝坻西北部,由于较多建设用地的存在使得该区生境质量受到较大影响.下段地区(样点 385~478)生境质量整体优于中段,以退化样点为主.退化严重的样点主要受到 2010 年新增建设用地的影响,但由于多数为小型建设用地斑块而非中游地区的大型建设用地斑块,故退化程度并不如中段严重.该样带主要包括宝坻县南部和宁河县西北部.

3) 永定河流域剖面线生境质量时空演变.该流域剖面线样点的生境质量也具有一定分段特征(图 5c).上段地区(样点 1~210)两时期生境质量整体较好,2010 年部分样点生境质量出现一定程度退化.但也有部分样点因位于建设用地或其周边区域,生境质量极低.该样带主要穿过宣化县和涿鹿县.中段地区(样点 211~337)生境质量明显低于上游地区,且波动较大,2010 年整体低于 2000 年.该部分主要经过北京市辖区和大兴县,高度的城市化及其扩张给自然景观造成了巨大压力,强烈且复杂的人为活动也导致了生境质量的剧烈变化.下段地区(样点 338~562)整体生境质量也较低,且波动更大,2010 年整体低于 2000 年.由于该部分样点多数穿过耕地与建设用地的镶嵌斑块,故一方面受建设用地的影响而产生较多低质量生境样点,另一方面也由于部分样点穿过较大耕地斑块、受胁迫因子影响较小而产生生境质量相对较好的样点.这也反映了低密度建设用地扩张同大范围蔓延式扩张相比,其对生境的影响更具随机性和波动性.该部分样带主要包括大兴县中南部、廊坊市和武清县.

4) 老漳河-滏东排河-北排河流域剖面线生境质量时空演变.样点生境质量的分段特征在该流域也有所体现(图 5d).上段地区(样点 1~180)和下段地区(样点 420~553)生境质量相对较优,且 2000 年整体略高于 2010 年.样带上段主要包括隆尧县、新河县和冀州市等,下段主要包括沧州市和黄骅市.中段地区(样点 181~419)生境质量相对较低,且波动性强,2000 年整体高于 2010 年,该部分样带主要包括武邑县、泊头市等,位于河北省中部平原区,以耕地和小型建设用地景观为主,加上较密集的路网,使得生境所受扰动具有一定随机性.

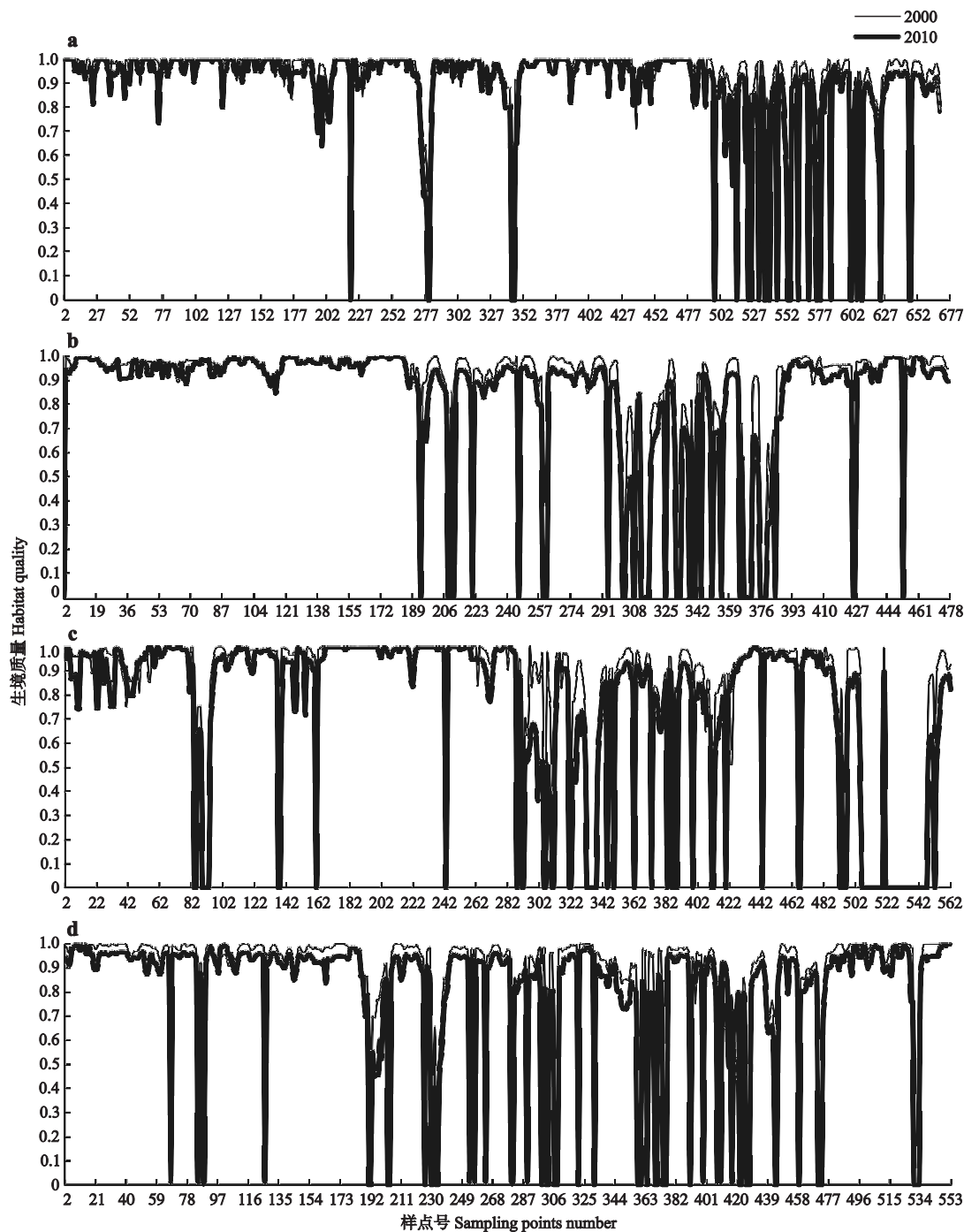


图 5 2000 和 2010 年流域剖面线样点生境质量

Fig.5 Habitat quality of sample points in different watershed profiles in 2000 and 2010.

a) 滦河流域 Luan River basin; b) 白河-潮白河-潮白新河流域 Bai-Chaobai-Chaobaixin River basin; c) 永定河流域 Yongding River basin; d) 老漳河-滏东排河-北排河流域 Laozhang-Fudongpai-Beipai River basin.

2.2.3 子流域生境质量空间自相关时空演变 为全面了解京津冀基于土地利用变化的生境质量格局及其时空分异性,从流域尺度上识别其空间分布的关联模式.首先统计出各子流域 2000 和 2010 年的生境总面积(km^2)及单元内所有栅格的生境质量得分总和,将得分总和除以生境总面积求得单位面积生

境质量得分值,以此作为该流域生境质量的表征.其次,在 GeoDa 中对两时期子流域生境质量格局进行空间自相关分析,探讨其时空分异性.

由全局自相关分析可知,2000 和 2010 年基于流域的单位面积生境质量值(分别记为 qual_{2000} , qual_{2010})全局 Moran 指数分别为 0.437 (Monte

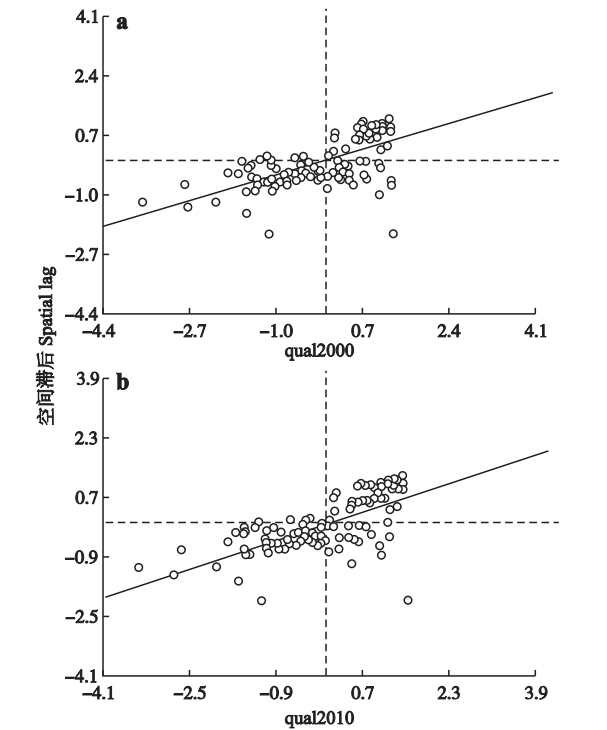


图 6 基于流域的单位面积生境质量值 Moran 散点图
Fig.6 Moran scatter plot for habitat quality per km² based on basin scale.
a) 2000; b) 2010. 下同 The same below.

Carlo 检验, $P < 0.01$) 和 0.485 (Monte Carlo 检验, $P < 0.01$), 各流域生境质量具有一定的空间正相关性, 在空间上存在一定集聚现象. 全局 Moran 指数在 2010 年的增大表明流域生境质量空间集聚性有所增强.

对 2000 和 2010 年流域单位面积生境质量进行局部自相关分析, 两期 Moran 散点图 (图 6) 中多数点位于第 1、3 象限, 即高生境质量流域为高生境质量流域包围, 低生境质量流域为低生境质量流域包围. 这与京津冀生境质量整体上东南部 and 南部低、北部和西部高的特征相一致.

由 LISA 集聚图 (图 7) 可知, 2000 年“高高”型生境质量流域的空间聚集区主要分布在北部滦河流域和白河流域上游地区, 反映该区生境质量整体较好, 可定位为生态涵养区. “低低”型空间聚集区域多集中在永定河中下游和潮白河流域部分地区, 表明其生境质量处于较低水平. “高低”和“低高”型区域并未出现明显集聚. 2010 年“高高”型空间聚集区域同 2000 年相比在西南方向有所扩展, 反映了近年来该区生态退耕政策的效益, 今后仍需做好对上述流域的生态保护工作, 维持其生态涵养功能. “低低”型生境质量流域的空间聚集区域则向滏东排河方向有

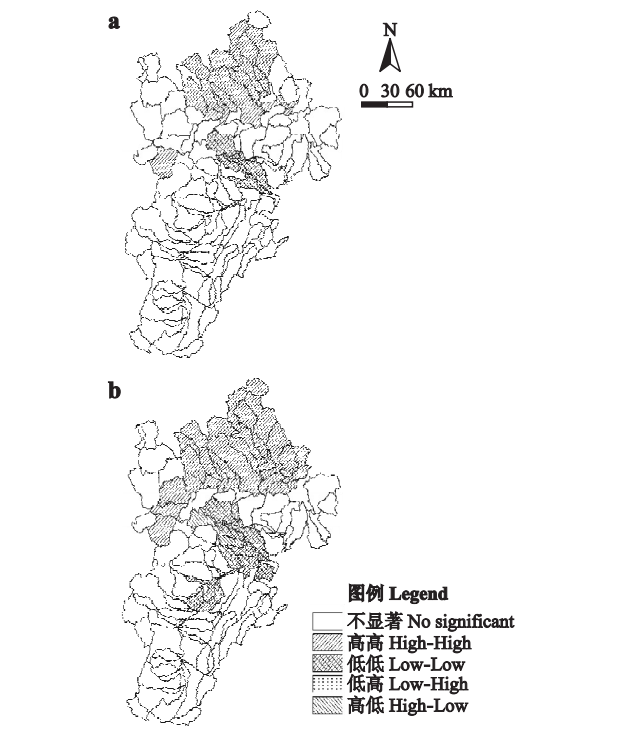


图 7 基于流域的单位面积生境质量得分 LISA 集聚图
Fig.7 LISA cluster maps of habitat quality score per km² based on basin scale.

一定外推, 再次验证了“摊大饼”式的城市扩张对生境的威胁性. 永定河流域附近 2010 年出现少量“高低”型集聚区, 其生境质量极易受到周围低质量流域的影响, 应加强生态治理, 划定并严格守护生态“红线”, 提高生态系统健康水平以规避可持续发展带来的恶果.

3 讨 论

本文以京津冀这一快速城镇化、人类活动密集而复杂, 且生态系统类型众多、LUCC 过程显著的地区为研究区, 分析了主要道路、次要道路、高速公路、铁路以及建设用地和裸地等对生境的胁迫, 并从流域尺度关注了土地利用变化所引起的生境质量时空分异性. 研究成果能为该区及其他类似区域的生态保护实践和可持续土地规划与管理提供科学依据.

2000—2010 年, 该区土地利用变化基本趋势为建设用地、林地和草地大幅增加, 耕地减少较多, 水体和裸地变化相对较小, 呈现出建设用地急剧扩张、耕地资源快速减少的特点. 主要的土地利用变化类型包括耕地转为建设用地、林地和草地间的相互转换及水体转为耕地. 在人口增长、经济发展、农业生产条件等因素^[35]驱动下, 建设用地扩张侵占了部分耕地、草地和林地, 一方面存在一定因发展而产生的

刚性需求;2000—2010 年北京、天津、河北省地区生产总值分别由 2478.76、1701.88 和 5043.96 亿元增长为 14113.60、9224.46 和 20394.26 亿元^[36-38],增长率高达 469.4%、442.0% 和 304.3%,如此快速增长需要相应数量的建设用地来承载。另一方面城乡结合部和部分郊区农户也出于获取更高经济收益的目的而倾向于将耕地转为建设用地。

上述土地利用变化过程导致景观结构异质性有所减弱、破碎化程度提升。总体上,生境质量整体呈现出东南部和南部较低、北部和西部较高的空间格局。基于流域的分析表明,生境质量在各流域具有明显的分段特征及一定空间集聚性,整体上 2010 年生境质量低于 2000 年,但也有部分区域有所改善。滦河流域下段、白河-潮白河-潮白新河流域中段、永定河流域中下段及老漳河-滏东排河-北排河流域中段生境质量较差且波动性大,而其余部分相对较优。上述特征产生的可能原因在于:东南部和南部多为平原区,频繁的人类活动对生境产生了较强烈的人为干扰,使生境质量受到影响;而北部和西部多为山地、高原,由地形主导形成的各种小生境为丰富的生物多样性提供了基础^[14],构成了良性的土地利用生态效应。此外,受退耕还林还草等生态政策的影响,林地、草地有所增加,部分流域生境质量也相应得到了改善。

白杨等^[39]认为,森林生态系统对涵养水源、环境净化和固碳释氧等具有重要作用,郑江坤等^[40]则证实了土地利用变化是生态服务价值变化的直接原因。因此,在今后流域(特别是部分生境质量较低的流域中下游)土地规划和生态保护工作中需优化林地、耕地、建设用地等景观格局,在保持合理的经济增长基础上也应配置必要的生态用地。此外,今后城镇化发展过程中也应注意对城市空间形态的研究和控制,避免低密度、低效率的零散式建设用地扩张,加强农村闲置宅基地等土地综合整治工作,以减少其对生境影响的随机性和波动性,提高生态用地连通性和生态系统稳定性。

本研究尚存在一定不足之处,如受限于区域大尺度生境质量遥感定量直接监测指标的缺乏,目前只能开展基于胁迫的生境质量间接评估。进一步工作中可考虑利用 InVEST 模型其他子模块,从物质质量角度模拟该区土地利用变化所引起的各项生态系统服务的改变,提高生态效应评估的综合性。

参考文献

[1] Fleskens L, Duarte F, Eicher I. A conceptual framework

for the assessment of multiple functions of agro-ecosystems: A case study of Trás-os-Montes olive grocer. *Journal of Rural Studies*, 2009, **25**: 141-155

[2] Foley JA, Defries R, Asner GP, *et al.* Global consequences of land use. *Science*, 2005, **309**: 570-574

[3] Wu W-B (吴文斌), Yang P (杨鹏), Tang H-J (唐华俊), *et al.* Regional variability of effects of land use system on soil properties. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2007, **40**(8): 1697-1702 (in Chinese)

[4] Tang H-J (唐华俊), Wu W-B (吴文斌), Yang P (杨鹏), *et al.* Recent progresses of land use and land cover change (LUCC) models. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2009, **64**(4): 456-468 (in Chinese)

[5] Mckinney ML. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 2002, **52**: 883-890

[6] Forman R, Sperling D, Bissonette J, *et al.* Road Ecology: Science and Solutions. New York: Island Press, 2003

[7] Fu B-J (傅伯杰), Chen L-D (陈利顶), Wang J (王军), *et al.* Land use structure and ecological processes. *Quaternary Science* (第四纪研究), 2003, **23**(3): 247-255 (in Chinese)

[8] Balasooriya BLWK, Samson R, Mbikwa F, *et al.* Bio-monitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, **65**: 386-394

[9] Liu H (刘华), Cai Y (蔡颖), Yu M-Q (於梦秋), *et al.* Assessment of river habitat quality in Yixing district of Taihu Lake basin. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2012, **31**(5): 1288-1295 (in Chinese)

[10] Liu M-X (刘曼霞). Biodiversity characters and eco-environment quality evaluation on nature reserve of Xihu in Dunhuang. *Journal of Arid Land Resources and Environment* (干旱区资源与环境), 2009, **23**(3): 171-175 (in Chinese)

[11] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, *et al.* Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, **7**: 4-11

[12] Mushet DM, Neau JL, Euliss NH. Modeling effects of conservation grassland losses on amphibian habitat. *Biological Conservation*, 2014, **174**: 93-100

[13] Sherrouse BC, Semmens DJ, Clement JM. An application of Social Values for Ecosystem Services (SolVES) to three national forests in Colorado and Wyoming. *Ecological Indicators*, 2014, **36**: 68-79

[14] Xu P (徐佩), Wang Y-K (王玉宽), Yang J-F (杨金凤), *et al.* Identification of hotspots for biodiversity conservation in the Wenchuan earthquake-hit area. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2013, **33**(3): 718-725 (in Chinese)

[15] Yang Z-G (杨芝歌), Zhou B (周彬), Yu X-X (余新晓), *et al.* Biodiversity analysis and carbon storage assessments in Beijing mountainous areas. *Bulletin of*

- Soil and Water Conservation* (水土保持通报), 2012, **32**(3): 42–46 (in Chinese)
- [16] Bai Y (白 杨), Zheng H (郑 华), Zhuang C-W (庄长伟), *et al.* Ecosystem services valuation and its regulation in Baiyangdian basin: Based on InVEST model. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2013, **33**(3): 711–717 (in Chinese)
- [17] Pérez-Vega A, Mas J, Ligmann-Zielinska A. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, 2012, **29**: 11–23
- [18] Huang C-H (黄从红), Yang J (杨 军), Zhang W-J (张文娟). Development of ecosystem services evaluation models: Research progress. *Chinese Journal of Ecology* (生态学报), 2013, **32**(12): 3360–3367 (in Chinese)
- [19] Wu J-S (吴健生), Liu H-M (刘洪萌), Huang X-L (黄秀兰), *et al.* Dynamic evaluation on landscape connectivity of ecological land: A case study of Shenzhen, Guangdong Province of South China. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2012, **23**(9): 2543–2549 (in Chinese)
- [20] Wu J-S (吴健生), Feng Z (冯 喆), Gao Y (高 阳), *et al.* Research on ecological effects of urban land policy based on DLS model: A case study on Shenzhen City. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2014, **69**(11): 1673–1682 (in Chinese)
- [21] Ma C (马 程), Li S-C (李双成), Liu J-L (刘金龙), *et al.* Regionalization of ecosystem services of Beijing-Tianjin-Hebei area based on SOFM neural network. *Progress in Geography* (地理科学进展), 2013, **32**(9): 1383–1393 (in Chinese)
- [22] Chen J (陈 军), Chen J (陈 晋), Liao A-P (廖安平), *et al.* Concepts and key techniques for 30 m global land cover mapping. *Acta Geodaetica et Cartographica Sinica* (测绘学报), 2014, **43**(6): 551–557 (in Chinese)
- [23] Zhu H-Y (朱会义), Li X-B (李秀彬). Discussion on the index method of regional land use change. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2003, **58**(5): 643–650 (in Chinese)
- [24] Gustafson EJ. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1998, **1**: 143–156
- [25] Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, **19**: 125–138
- [26] Zhang J-T (张金屯), Qiu Y (邱 扬), Zheng F-Y (郑凤英). Quantitative methods in landscape pattern analysis. *Journal of Mountain Science* (山地学报), 2000, **18**(4): 346–352 (in Chinese)
- [27] Tallis H, Ricketts T, Guerry A, *et al.* InVEST 2.6.0 User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs. Stanford: The Natural Capital Project, 2013
- [28] Theobald DM, Crooks KR, Norman JB. Assessing effects of land use on landscape connectivity: Loss and fragmentation of western US forests. *Ecological Applications*, 2011, **21**: 2445–2458
- [29] Petrosillo I, Zaccarelli N, Semeraro T, *et al.* The effectiveness of different conservation policies on the security of natural capital. *Landscape and Urban Planning*, 2009, **89**: 49–56
- [30] Wu J, Feng Z, Gao Y, *et al.* Hotspot and relationship identification in multiple landscape services: A case study on an area with intensive human activities. *Ecological Indicators*, 2013, **29**: 529–537
- [31] Wu J-S (吴健生), Zhang L-Q (张理卿), Peng J (彭建), *et al.* The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2013, **33**(13): 4125–4133 (in Chinese)
- [32] Getis A, Ord JK. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis*, 1992, **24**: 189–206
- [33] Moran PA. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 1950, **37**: 17–23
- [34] Gong Y-L (公云龙), Zhang S-L (张绍良), Zhang L-L (章 兰 兰). Spatial autocorrelation of urban land price: A case study of Suzhou. *Economic Geography* (经济地理), 2011, **31**(11): 1906–1911 (in Chinese)
- [35] Hu Q-L (胡乔利), Qi Y-Q (齐永青), Hu Y-C (胡引翠), *et al.* Changes and driving forces of land use/cover and landscape patterns in Beijing-Tianjin-Hebei region. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* (中国生态农业学报), 2011, **19**(5): 1182–1189 (in Chinese)
- [36] Beijing Municipal Bureau of Statistics (北京市统计局). Statistical Yearbook of Beijing: 2011. Beijing: China Statistics Press, 2011 (in Chinese)
- [37] Tianjin Municipal Bureau of Statistics (天津市统计局). Statistical Yearbook of Tianjin: 2011. Beijing: China Statistics Press, 2011 (in Chinese)
- [38] Hebei Provincial Bureau of Statistic (河北省统计局). Hebei Economic Yearbook: 2011. Beijing: China Statistics Press, 2011 (in Chinese)
- [39] Bai Y (白 杨), Ouyang Z-Y (欧阳志云), Zheng H (郑 华), *et al.* Evaluation of the forest ecosystem services in Haihe River Basin, China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2011, **31**(7): 2029–2039 (in Chinese)
- [40] Zheng J-K (郑江坤), Yu X-X (余新晓), Jia G-D (贾国栋), *et al.* Dynamic evolution of the ecological service value based on LUCC in Miyun Reservoir Catchment. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* (农业工程学报), 2010, **26**(9): 315–320 (in Chinese)

作者简介 吴健生,男,1965年生,教授。主要从事景观生态与土地利用研究。E-mail: wujs@pkusz.edu.cn

责任编辑 杨 弘