

# 城镇土地生态环境效应的影响因素研究： 基于 LMDI 分解模型

马贤磊<sup>1</sup>,唐亮<sup>1</sup>,孙萌丽<sup>1,2</sup>

(1. 南京农业大学 中国土地问题研究中心,江苏 南京 210095;  
2. 南京证券股份有限公司,江苏 南京 210008)

**摘 要:**城镇土地利用对生态环境具有显著影响。本文从货币价值视角,采用替代成本法、防治成本法测度城镇土地生态环境效应,并使用 LMDI 分解方法检验城镇土地规模、人口密度、经济水平、能源利用效率等因素对城镇土地生态环境效应的影响。结果表明:(1)2009—2014 年间中国 30 个省(自治区、直辖市)的城镇土地生态环境效应总量整体上呈现下降趋势,但单位面积城镇土地的生态环境效应呈小幅上升规律,并且区域差异明显,东部地区高于西部和东北地区,中部地区最低。(2)经济发展水平提高和城镇土地规模扩张是导致城镇土地生态环境效应降低的主要因素,前者体现为“代价性损失”,后者为“过度性损失”;能源利用效率提升是导致城镇土地生态环境效应提升的最重要因素,中西部地区和东北地区的人口密度下降也小幅提升了这些区域的城镇土地生态环境效应。为此,从城镇土地可持续利用和城镇化健康发展视角,建议严格限制城市规模的盲目扩张,控制城市土地开发强度;优化产业结构和生产工艺,提高能源利用效率,尤其是提升中西部和东北地区能源利用工艺;调整土地利用结构,优化生态用地和非生态用地比例。

**关键词:**城镇土地;生态环境效应;影响因素;指数分解

**中图分类号:**F301.24      **文献标志码:**A      **文章编号:**1671-7465(2018)02-0117-12

## 一、土地利用与生态环境效应:基于文献的思考

在中国快速城镇化进程中,大量的农地转为建设用地,部分城市土地开发强度远远高于国际警戒值<sup>①</sup>,很多地区土地利用偏重提高土地利用强度,开发土地资源的经济价值,忽视过高的土地开发强度和利用强度严重压缩了城镇自然生态系统面积,而随着建设用地比重不断上升,大量消耗水资源、氧气资源,并排放废气、废水等污染物,严重改变了土地生态系统物质循环与能量转化功能,给土地资源的可持续利用带来威胁<sup>[1-2]</sup>。因此,从城镇土地利用对城镇生态环境影响视角测算城镇土地利用的生态环境效应,并分析当前城镇土地生态环境效应变化的主要驱动力,将为城镇土地可持续利用和城镇化健康发展提供参考。

### (一) 生态环境效应

城镇土地生态环境效应衡量城镇土地利用对城镇生态环境的影响。一般来说,城镇土地利

收稿日期:2017-04-02  
基金项目:中国土地规划勘测院项目“城镇土地利用变化的生态环境影响分析”(20130517);教育部哲学社会科学研究重大课题攻关项目“我国土地出让制度改革及收益共享机制研究”(13JZD014)  
作者简介:马贤磊,男,南京农业大学公共管理学院教授,博士生导师。E-mail: maxianlei@njau.edu.cn  
① 2012 年深圳、东莞、中山、佛山等城市国土开发强度已超过国际警戒线(30%)([http://news.ifeng.com/a/20150203/43088691\\_0.shtml](http://news.ifeng.com/a/20150203/43088691_0.shtml))。同样超过国际警戒线的还有上海市,为此,上海市在《上海市主体功能区规划》(沪府发〔2012〕106 号)中明确提出未来土地开发强度将控制在 39%以内。

用过程中将对城镇范围内资源与环境产生显著影响;资源方面影响表现为土地利用过程中将消耗水资源、氧气资源等,环境方面影响则表现为生产活动生成的废水、废气等污染物。由于不同维度的生态环境影响单位不同,难以加总,限制了对城镇土地利用的总体生态环境效应的考量。参考陆地系统生态服务价值的定义,同时借鉴效用价值理论,本文用城镇建设用地生态服务的货币价值表征城镇建设用地的生态环境效应。效用价值理论认为,效用是价值的源泉,价值取决于效用和稀缺两因素。城市环境中水资源与氧气资源的稀缺性以及两者效用的不可替代性,体现了从水资源消耗与污水治理、氧气消耗与污染气体治理等角度考察城镇建设用地的生态环境效应的合理性。生态系统服务功能是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用<sup>[3]</sup>。它不仅为人类提供了食品、医药及其他生产生活原料(直接价值),还创造与维持了地球生命支持系统,形成了人类生存所必需的环境条件(间接价值)<sup>[4]</sup>。生态服务功能的间接价值虽不表现在国家的核算体制上,但它们可能大大超过直接价值,而且直接价值常常源于间接价值<sup>[5]</sup>。大量的研究分析了生态系统的各种服务功能及其价值的量化方法,例如,直接价值应用生态系统产品的市场价格估算;间接价值应用替代市场法进行评估,如旅行费用法、防治费用法等<sup>[6-7]</sup>。1997年,Costanza等将生态系统服务功能划分为大气调节、气候调节、水分调节、土壤形成等17类,并分别计算了不同类型生态系统的各类型生态服务的价值<sup>[8]</sup>。之后,许多学者对生态服务功能及价值的估算和修正都是在此研究的基础上进行的<sup>[9-10]</sup>。谢高地等参考Costanza的研究,同时综合了对我国专业人士进行的生态问卷调查结果,建立了中国陆地生态系统单位面积服务价值表<sup>[11]</sup>。该方法得到了国内学者的广泛认可,并在后续研究中被大量引用。

## (二) 城镇土地利用与生态环境效应

土地利用变化与城镇土地开发强度变化将直接影响生态系统所提供服务功能的种类和强度<sup>[12]</sup>,通过对研究区域生态系统服务功能价值的核算,可以量化地衡量土地面积变化对生态环境的影响。大量学者据此研究了土地利用变化以及土地开发强度对生态环境效应的影响,目前已有研究主要集中在两方面:一方面,评估特定区域土地利用变化或土地开发强度的生态环境效应<sup>[13-15]</sup>;另一方面,测算和评估具体土地利用类型的生态环境效应,包括农地<sup>[16-17]</sup>、城市绿地<sup>[18]</sup>、水域<sup>[14,19]</sup>、湿地<sup>[20-21]</sup>、林地<sup>[22]</sup>等的生态环境效应。上述研究具有三个明显特点:一是研究区域上多评价自然生态系统的生态服务功能,包括农村和城镇区域范围内的所有耕地、林地、园地、草地和水域等,较少研究关注建设用地对生态环境的影响,而目前建设用地无序扩张和高强度利用是城镇土地利用变化的主要形式;二是研究方法上多直接或间接引用Costanza生态系统服务价值计算公式和谢高地等人提出的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表,此类方法将建设用地的生态服务价值视为零,这在很大程度上低估了城镇土地利用对生态环境效应的影响;三是多从传统的生态环境效应内涵出发,研究人类直接或间接从生态系统中得到的利益,即默认生态环境效应为正,却忽视了土地利用可能对生态环境产生负效应,而负生态环境效应可能对城镇居民生活质量和城镇健康发展具有重要影响。

城镇建设用地中河流水面、公园与绿地具有固碳、释氧价值,吸收二氧化硫和氮氧化物、滞尘和减噪等功能,对城镇生态环境效应具有一定的贡献,相反住宅用地、工业用地和交通用地等承载的生产、生活等社会经济活动会消耗大量水资源、氧气,并排放废水、废气等污染物,对城镇生态环境效应具有明显的负影响。目前对建设用地生态环境效应的研究较少,董家华等从污染气体排放和氧气消耗两方面考察建设用地大气调节功能,从水资源供给和消耗方面考察建设用地对水分调节服务的影响,以及废物处理、食物生产价值方面评估太仓市建设用地的生态环境效应<sup>[23-24]</sup>;曹顺爱等从水消耗方面核算萧山区城镇居民用地和工矿用地的生态环境效应<sup>[25]</sup>。蔡玉梅等认为采用生态系统服务功能价值法来度量土地利用规划对生态环境的影响是可行

的<sup>[26]</sup>。随着越来越多学者对城镇土地生态功能的关注,测算城镇公园与绿地、住宅用地、工业用地和交通用地的生态环境效应,并检验经济快速发展阶段的城镇土地规模变化、人口密度变化、经济水平发展、能源利用效率对生态环境效应的影响具有重要意义。

鉴于此,本文利用全国 30 个省(自治区、直辖市,不包括西藏、港澳台)2009—2014 年全国城镇地籍调查数据,参考自然生态系统的生态服务功能测算思路,使用替代成本法和防治成本法测算了我国城镇土地生态环境效应。在此基础上,比较分析东部、中部、西部和东北四大经济区<sup>①</sup>2009—2014 年间城镇土地生态环境效应的变化规律,并应用 LMDI 指数分解方法检验城镇土地规模、人口密度、经济发展水平与能源利用效率等因素对城镇生态环境效应的影响。

## 二、数据来源与处理

本研究使用的城镇土地面积数据来自中国土地勘测规划院 2009—2014 年全国城镇地籍调查数据,该数据汇总以每年 12 月 31 日为统一调查和汇总时点,汇总覆盖全国所有城市和建制镇,以县为单位,采用国家统一下发的“城镇地籍调查数据更新汇总软件”,逐级汇总,形成全国 31 个省(自治区、直辖市)城镇土地利用数据系统。由于西藏地区部分统计数据缺失,本研究最终使用 30 个省(自治区、直辖市)的数据。在该数据系统中,城镇用地分为 8 类:商服用地、工矿仓储用地、住宅用地、公共管理与公共服务用地<sup>②</sup>、特殊用地、交通运输用地、水域及水利设施用地和其他用地,不包括耕地、园地、林地、草地。

社会经济环境数据来自于相应年份的统计年鉴:生活用水量、工业用水量、城镇生活污水排放量和工业废水排放量数据来自《中国环境统计年鉴》(2010—2015);生活用水、工业用水的水价和污水处理费数据来自中国水网<sup>③</sup>,为了避免不同城市制度政策对水价的影响,本文选取省会城市年平均价格,这样可以避免各个城市水资源价格扭曲对测算结果的干扰;公路交通氮氧化物排放量数据来自《中国环境年鉴》(2010—2015)和《中国环境统计年鉴》(2010—2015)。废气治理的平均价格依据废气治理项目本年度完成投资额、本年度废气治理设施运行费用和本年度废气排放达标量计算<sup>[27-28]</sup>,数据均来自《中国环境年鉴》(2010—2015)。

年度生活能耗和工业能耗分别依据《中国能源统计年鉴》(2010—2015)中城镇生活终端能源消费量和工业终端能源消费量数据计算,即将消费的原煤、洗煤、焦炭、汽油、煤油、柴油、燃料油、液化石油气等非清洁能源(不包括天然气、电能、热能等清洁能源)分别乘以各种能源折标标准煤系数计算出生活用能标准煤,其中焦炉煤气、其他煤气由于统计不完全(大部分省份没有该项统计数据)没有被计算在内,使本文所用数据可能比真实值偏小。单位标准煤完全燃烧的耗氧量计算方法为:参考已有研究中各类能源的碳排放系数<sup>[29]</sup>计算出各省标准煤的碳排放量,然后根据单位质量的碳完全燃烧需消耗 2.667 质量的氧气计算。

## 三、研究方法

### (一)生态环境效应测算方法

目前仍没有统一且被广泛认可的建设用地的生态环境效应测算方法<sup>[6]</sup>。根据我们的定义,

① 四大经济区分类(按区域经济带划分):(1)东部地区:北京、天津、河北、上海、江苏、浙江、福建、山东、广东和海南 10 个省的城市和直辖市;(2)中部地区:山西、安徽、江西、河南、湖北和湖南 6 个省的城市;(3)西部地区:内蒙古、广西、重庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、宁夏、青海和新疆 12 个省、自治区的城市和直辖市;(4)东北三省:辽宁、吉林、黑龙江 3 个省的城市。

② 本数据集中,公园与绿地为公共管理与公共服务用地下的二级类。

③ 中国水网:www.h2o-china.com。



城镇土地利用的生态环境效应<sup>①</sup>为河流水面、公园绿地提供的正价值与住宅用地、工业用地和交通用地产生的负价值的净值,因此,本研究分别测算这两类价值:参考 Costanza 和谢高地的研究方法测算河流水面、公园与绿地的生态环境效应;采用替代成本法、防治成本法等间接市场方法测算住宅用地、工业用地和交通用地的生态环境效应。

### 1. 公园与绿地以及河流水面的生态环境效应测算

按照国土资源部第二次土地调查的划分原则,城市土地内部不可能出现林地,对于城镇内的绿化造林,只能归并到公园与绿地;而且由于在地类认定时为了图斑的规整,往往是达到上图面积时才分割图斑,划定地类,对于道路两边的绿化隔离带,通常归并到道路用地地类中<sup>②</sup>。因此,本研究中公园与绿地面积包括城镇内的公园、绿地、绿化造林,不包括广场<sup>③</sup>和道旁绿化隔离带。这类绿地中不仅包括草地还有林木和灌木,所以,选取生态系统生态环境效应单价表中的森林和草地的均值作为公园与绿地的生态环境效应单价。由于不同地区植被类型不同,本文采用区域差别化的单价来测算全国各省公园与绿地的生态环境效应。借鉴中国四个生态大区的划分方法<sup>[30]</sup>,结合不同生态大区的植被类型<sup>④</sup>,参考谢高地对我国不同类型生态系统服务价值的研究<sup>[11]</sup>,本文以同一生态大区覆盖的主要植被类型(森林和草地)的生态系统服务价值单价<sup>⑤</sup>均值为依据,计算四个生态大区<sup>⑥</sup>的公园与绿地的生态环境效应单价分别为:东北部湿润半湿润生态大区为 9705.275 元/hm<sup>2</sup>·a,北部干旱半干旱生态大区为 8679.35 元/hm<sup>2</sup>·a,青藏高原生态大区为 8487.65 元/hm<sup>2</sup>·a,南部湿润生态大区为 12363.9 元/hm<sup>2</sup>·a<sup>⑦</sup>。

河流水面的生态服务效应测算,引用谢高地等(2015)对中国生态系统服务价值研究把生态系统生产的净利润看作该生态系统所能提供的生产价值,将单位面积农田生态系统粮食生产的净利润<sup>⑧</sup>当作1个标准当量因子的生态系统服务价值量<sup>⑨</sup>。具体计算得到2009年至2014年标准生态系统生态服务价值当量因子经济价值量的均值为2590.95元/hm<sup>2</sup>。因此,本文中河流水面的生态服务效应计算公式为:

① 本文受数据限制未测算商服用地、特殊用地、部分公共管理与公共服务用地、其他用地的生态环境效应,商服用地、特殊用地,以及其他用地分别占城镇建设用地总面积的7%、1%、4%左右,公共管理与公共服务用地中,除去公园与绿地面积,机关团体用地、新闻出版用地、文体娱乐用地、公共设施用地等占城市建设用地总面积的10%左右。作为商业服务型用地,其主要消耗能源为电力(清洁能源),对环境造成的负效应较低。特殊用地、公共管理与公共服务用地、其他用地消耗的能源仍以电力为主,污染排放力度比较小,对环境生态的正效应与负效应贡献相对较低。此外,我国统计数据中未统计可以评价商服用地、公共管理与公共服务用地、特殊用地的用水与污水处理数据。因此,我们认为未测算的这几类用地的生态服务效应不会对城镇建设用地的生态服务总效应造成影响。

② 引自《北京市2011年度城镇地籍调查数据更新汇总工作及数据分析报告》。

③ 建设部将“绿地与广场用地”作为一大类,包括“公园绿地”“防护绿地”和“广场用地”,但是在国土资源部的土地利用分类里,绿地归为“公园与绿地”,广场用地纳入“文体娱乐用地”,本研究参考后者。

④ 东北部湿润半湿润生态大区以温带针叶林、温带落叶阔叶林、温性草甸草原类植被为主,北部干旱半干旱生态大区以温带落叶阔叶林、温带山地森林、温带草甸草原、温带荒漠草原类为主,南部湿润生态大区以亚热带落叶阔叶林、热带雨林、热性灌草丛类为主。详细植被分布类型参考文献:谢高地,张昌顺,张林波,等:《保持县域边界完整性的中国生态区划方案》,《自然资源学报》2012年第2期。

⑤ 不同植被类型的生态系统服务价值单价数据引用自文献:谢高地,鲁春霞,冷允法,等:《青藏高原生态资产的价值评估》,《自然资源学报》2003年第2期。

⑥ 本文采用四大生态大区区分不同生态区之间的植被差异所产生的生态服务效应,与下文的四大经济分区无必然联系。

⑦ 严格地说,将公园与绿地划分为四大类难以完全覆盖全国范围内公园与绿地在植被类型上的差异。但是目前尚无针对全国范围内城镇公园与绿地在植被类型上的具体分类标准和对应的生态服务价值量表,因此无法进一步细分。此外,由于公园与绿地在城镇建设用地中所占比重较小(2009—2014年平均仅为2.97%),因此,公园与绿地的生态服务价值在城镇建设用地生态服务价值总量中所占比重较小。我们认为仅划分四类测算城镇公园与绿地的生态服务价值可能导致的误差并不会对本文的研究结论造成显著影响。

⑧ 数据来源:《全国农产品成本收益资料汇编—2015》。

⑨ 当量表来自文献:谢高地,张彩霞,张昌顺,等:《中国生态系统服务的价值》,《资源科学》2015年第9期。

$$ESV = \sum_{i=1}^n S_k \times VC_k$$

(1)

式中, $ESV$  表示河流水面的生态服务效应(元); $S_k$  表示河流水面的面积( $\text{hm}^2$ ); $VC_k$  表示河流水面的生态服务价值系数(元/ $\text{hm}^2$ ); $n$  表示河流水面的服务功能。

2.住宅用地、工业用地和交通用地的生态环境效应测算

城镇住宅用地和工业用地对城镇生态服务功能的影响主要体现在水消耗、氧气消耗、废气排放和污水排放四个方面。因此,住宅用地和工业用地的生态环境效应均可用前两者消耗价值和后两者治理费用之和来估算。据有关检测数据表明,空气中的氮氧化物有 50%~60%是来自机动车尾气排放<sup>①</sup>,因此,可用治理机动车尾气中氮氧化物费用来估算交通用地对生态环境效应的影响,本文应用替代成本法和防治费用法估算,具体公式:

$$V_r = - \sum_{i=1} Q_i P_i$$

(2)

公式(2)中  $V_r$  表示第  $r$  类建设用地的生态环境效应, $Q_i$  表示建设用地上第  $i$  类资源消耗量或者废物排放量, $P_i$  表示第  $i$  类资源消耗或废物治理的单位成本,具体情况见表 1。

其中,住宅用地氧气消耗量,取年度生活用能(不包括电能、太阳能等清洁能源)换算为标准煤的数量与单位标准煤完全燃烧耗氧量的乘积;住宅用地废气排放量,取年度生活用能(同上)与单位标准煤燃烧废气排放量之积,根据有关研究单位标准煤燃烧废气排放量平均值为  $3.43 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ <sup>[23]</sup>;工业氧气消耗量,取工业能源终端消费量换算为标准煤的数量与单位标准煤完全燃烧耗氧量的乘积;参考相关研究,我国近年来工业氧气的平均价格为 700 元/ $\text{t}$ <sup>[31]</sup>;汽车尾气脱氮治理费用为  $1.6 \times 10^4$  元/ $\text{t}$ <sup>[31]</sup>。

表 1 变量说明

建设用地类型( $r$ )	$i$	$Q_i$	$P_i$
住宅用地	水消耗	城镇生活用水量	当地城镇生活用水价格
	氧气消耗	住宅用地氧气消耗量	工业制氧法氧气价格
	废气排放	住宅用地废气排放量	废气治理平均价格
	污水排放	城镇生活污水排放量	生活污水处理价格
工业用地	水消耗	工业用水量	当地工业用水价格
	氧气消耗	工业氧气消耗量	工业制氧法氧气价格
	废气排放	工业废气排放量	治理工业废气的平均价格
	废水排放	工业废水排放量	工业废水处理价格
交通用地	氮氧化物	公路交通氮氧化物排放量	汽车尾气脱氮治理费用

(二) LMDI 模型构建

指数分解分析作为研究事物的变化特征及其作用机理的一种分析框架,近年来在社会经济研究中得到越来越多的应用。迪氏指数分解法(Logarithmic Mean Divisia Index, LMDI)是由 Ang 等(2005)提出的<sup>[32]</sup>,它是通过对总指标的分解,找出影响总指标的影响因素并分析各影响因素对总指标的影响程度,进而解释总指标的变化原因。由于 LMDI 分解模型能够给出较为合理的因素分解,具有全分解、无残差、易使用,以及乘法分解与加法分解的结果一致、易理解等优点而在众多分解技术中受到重视,是被公认为较为精确的指数分解方法,尤其在碳排放因素分解中应用广泛<sup>[33-34]</sup>,本文将此方法引用到土地生态环境效应的因素分解分析中。

基于 LMDI 分析框架,结合前人研究成果,以及本文关注的重点,选择城镇土地面积、城镇人口、国内生产总值(由于本文研究城镇范围,所以国内生产总值除去第一产业的产值)、能源消

① 引自公路建设项目环境影响评价规范(试行)。

耗量(包括城镇生活能源消耗、工业能源消耗和交通运输能源消耗)4 个指标,分解城镇土地生态环境效应变化的影响因素。构建 LMDI 模型如下:

$$Q=S\times\frac{P}{S}\times\frac{GDP}{P}\times\frac{E}{GDP}\times\frac{Q}{E}\tag{3}$$

$$PI=\frac{P}{S}、GI=\frac{GDP}{P}、EI=\frac{E}{GDP}、QI=\frac{Q}{E}\tag{4}$$

公式(3)中  $Q$  表示城镇土地生态环境效应, $S$ 、 $P$ 、 $GDP$ 、 $E$  分别表示城镇土地面积、城镇人口、二三产业生产总值、能源消耗量。公式(4)中  $S$  代表城镇土地规模变化因素; $PI$  是城镇人口密度,表示人口密度因素; $GI$  是人均  $GDP$ ,表示经济水平因素; $EI$  是单位  $GDP$  的能源消耗量,表示能源效率因素; $QI$  是单位能源消耗对生态环境效应的影响,受到能源利用工艺的影响。用上标  $o$  和  $t$  表示基期和  $T$  期,即  $Q^o$  表示基期生态环境效应量, $Q^t$  表示  $T$  期生态环境效应量。

总效应可表示为:

$$\Delta Q=Q^t-Q^o=\Delta S+\Delta PI+\Delta GI+\Delta EI+\Delta QI\tag{5}$$

各分解因素贡献值的表达式分别为:

$$\Delta S=\sum\frac{Q^t-Q^o}{\ln Q^t-\ln Q^o}\ln\frac{S^t}{S^o}\tag{6}$$

$$\Delta PI=\sum\frac{Q^t-Q^o}{\ln Q^t-\ln Q^o}\ln\frac{PI^t}{PI^o}\tag{7}$$

$$\Delta GI=\sum\frac{Q^t-Q^o}{\ln Q^t-\ln Q^o}\ln\frac{GI^t}{GI^o}\tag{8}$$

$$\Delta EI=\sum\frac{Q^t-Q^o}{\ln Q^t-\ln Q^o}\ln\frac{EI^t}{EI^o}\tag{9}$$

$$\Delta QI=\sum\frac{Q^t-Q^o}{\ln Q^t-\ln Q^o}\ln\frac{QI^t}{QI^o}\tag{10}$$

四、结果分析

(一) 城镇土地生态环境效应测算结果

全国范围内城镇住宅用地、工业用地和交通过地对生态环境效应的负影响远远超过了城镇公园与绿地以及河流水面对生态环境效应的正影响,导致测算的城镇土地生态环境效应为负值。

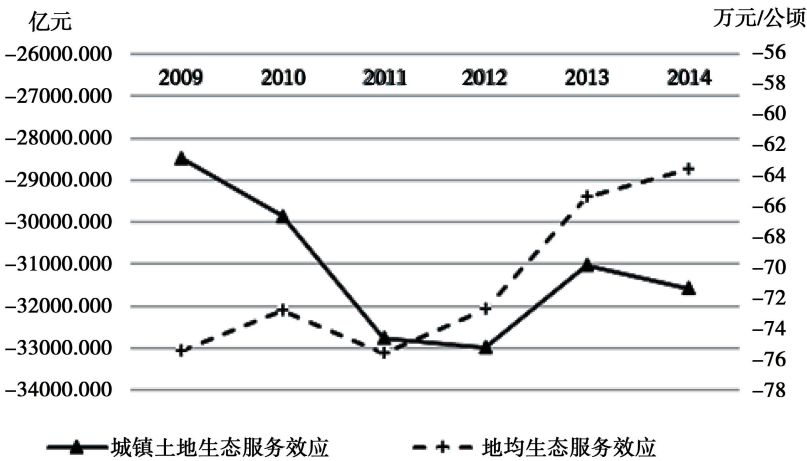


图 1 2009—2014 年全国城镇土地生态环境效应变化趋势

2009—2014 年城镇公园与绿地的生态环境效应从 2009 年的 21.23 亿元增加到 2014 年的 23.81 亿元,河流水面的生态环境效应从 2009 年的 261.96 亿元增加到 2014 年的 273.99 亿元。但是,同时期住宅用地、工业用地和交通用地的生态环境效应分别从 2009 年的-2908.95 亿元、-25335.3 亿元和-507.28 亿元减少到 2014 年的-3396.16 亿元、-27476.9 亿元和-997.44 亿元。

表 2 2014 年城镇土地生态环境效应省域区间分布

城镇生态服务效应(亿元)	占比(%)	省份
>-300	10.00	北京、海南、青海
(-600,-300]	13.33	天津、贵州、甘肃、宁夏
(-1000,-600]	36.67	吉林、黑龙江、上海市、浙江、福建、江西、广西、重庆、云南、陕西、新疆
<-1000	40.00	河北、山西、内蒙古、辽宁、江苏、安徽、山东、河南、湖北、湖南、广东、四川

图 1 和表 2 分别汇报了全国城镇土地生态环境效应总体变化趋势和地均生态环境效应的变化规律以及 2014 年全国城镇土地生态环境效应省域区间分布。2009—2014 年全国城镇土地生态环境效应整体呈线性下降,其中在 2009—2012 年呈下降趋势,这与陈彧等、张凤太的研究结论一致<sup>[35-36]</sup>,并以 2012 年和 2013 年为上升与下降的拐点,先大幅上升后再次下降<sup>①</sup>;地均生态环境效应整体呈小幅上升趋势,表明随着科学技术进步以及土地可持续利用理念的深入,城镇生态环境效应正逐步走向良性发展模式。省域区间分布中,仅北京、天津、青海、甘肃、宁夏、贵州、海南的生态环境效应为健康状态,这可能与该地区的经济发展阶段和资源禀赋密切相关<sup>②</sup>。但 2009—2014 年间,区域间的地均生态环境效应与全国地均生态环境效应差距逐步减少,表明全国各省域间城镇土地生态环境效应间的差异逐渐变小,呈现收敛趋势。

(二) LMDI 分解结果分析

表 3 汇报了全国范围和分经济区的城镇土地生态环境效应变化的分解结果。从全国范围看,经济发展水平与城镇土地规模对 2009—2014 年全国城镇土地利用生态环境效应有负向影响。表现为经济发展水平提高和城镇土地规模扩张分别造成城镇土地生态环境效应减少 14375.69 亿元和 8297.31 亿元。在导致城镇土地生态环境效应下降的因素中,经济水平因素贡献 59.94%,土地规模因素贡献 34.59%,单位能源消耗的生态环境效应贡献 5.47%。能源利用效率提升和人口密度减少使城镇土地生态环境效应分别增加 18061.81 亿元和 2818.87 亿元,其中能源效率因素贡献 86.50%。

图 2 呈现了 2009—2014 年四大经济区城镇土地生态环境效应的影响因素。影响东部地区 2009—2014 年生态环境效应减少的主要因素是经济发展水平提高和城镇土地规模扩张,分别对东部总生态环境效应降低量的贡献为 62.29%和 29.67%;能源利用效率提高增加了东部地区生态环境效应,贡献率达到 99.80%。在中部地区,经济发展水平提高和土地规模扩张依然是导致城镇土地生态环境效应下降的主要因素,分别对中部总生态环境效应降低量的贡献为 57.69%和 37.64%;能源利用效率提高和人口密度下降是导致中部地区生态环境效应增加的主要因素,其中能源利用效率因素贡献 81.50%。西部地区经济发展水平提高和土地规模扩张同样导致生态环境效应显著下降,两个因素的贡献分别为 60.62%和 39.37%;能源利用效率提高

① 从生态环境效应测算结果中发现,导致 2013 年城镇生态环境效应大幅上升的原因在于住宅用地水消耗、氧气消耗、废气排放的减少量大于污水排放的增加量,工业用地水消耗、氧气消耗、污水处理的减少量大于废气排放的增加量,以及公园绿地生态服务价值的增加共同作用导致了 2013 年城镇土地生态服务价值的上升。  
② 关于城镇生态环境效应变化的驱动力将在 LMDI 因素分解中进一步讨论。



和人口密度下降是导致西部地区生态环境效应增加的主要因素,其中能源效率因素贡献 77.27%。东北地区由于经济增长、土地规模扩张、单位能源生态环境效应损失率降低导致生态环境效应显著下降,其中经济发展水平提高和土地规模扩张分别贡献 58.75%和 26.19%;能源利用效率提高和人口密度下降提升了生态环境效应,其中能源效率因素贡献 79.71%。

表 3 城镇土地利用生态环境效应影响因素分解

单位:亿元

		$\Delta S$	$\Delta PI$	$\Delta GI$	$\Delta EI$	$\Delta QI$	总效用
东部地区	2009—2010	-756.78	-428.02	-880.54	2559.71	-848.64	-354.28
	2010—2011	-443.00	106.38	-1585.62	979.68	121.68	-820.87
	2011—2012	-415.48	70.10	-914.13	944.13	179.97	-135.41
	2012—2013	-413.59	123.48	-848.50	1830.37	-166.89	524.87
	2013—2014	-403.62	141.84	-878.62	748.30	55.22	-336.89
	2009—2014	-2432.47	13.77	-5107.41	7062.19	-658.65	-1122.58
中部地区	2009—2010	-554.26	329.82	-1219.07	1560.34	-610.94	-494.11
	2010—2011	-606.17	250.75	-1160.53	924.19	-103.77	-695.52
	2011—2012	-494.61	171.27	-584.57	765.12	205.72	62.94
	2012—2013	-405.49	170.60	-448.63	1425.84	118.75	861.07
	2013—2014	-456.18	231.89	-443.94	410.50	78.28	-179.45
	2009—2014	-2516.71	1154.32	-3856.73	5086.00	-311.95	-445.07
西部地区	2009—2010	-566.74	359.26	-1162.04	1528.20	-265.69	-107.01
	2010—2011	-515.05	207.71	-1185.33	779.45	-169.29	-882.52
	2011—2012	-616.44	254.49	-720.93	399.29	250.96	-432.63
	2012—2013	-505.25	242.39	-552.07	1097.72	-11.16	271.63
	2013—2014	-467.33	190.28	-491.49	457.70	280.12	-30.73
	2009—2014	-2670.81	1254.12	-4111.85	4262.34	84.94	-1181.26
东北地区	2009—2010	-250.10	188.81	-539.97	915.23	-735.88	-421.89
	2010—2011	-201.91	132.78	-569.60	239.29	-119.28	-518.72
	2011—2012	-191.96	136.32	-338.92	307.18	372.62	285.23
	2012—2013	-86.04	50.83	-206.61	575.93	-32.08	302.03
	2013—2014	-77.18	44.35	-155.27	135.51	50.51	-2.08
	2009—2014	-807.18	553.08	-1810.38	2173.14	-464.11	-355.43
全国	2009—2010	-2112.61	391.23	-3625.59	6442.95	-2473.27	-1377.30
	2010—2011	-1716.33	654.70	-4308.93	2718.81	-265.90	-2917.64
	2011—2012	-1687.69	607.53	-2446.31	2270.60	1035.99	-219.87
	2012—2013	-1391.32	569.45	-2030.92	4887.93	-75.54	1959.60
	2013—2014	-1389.37	595.95	-1963.94	1741.52	466.69	-549.14
	2009—2014	-8297.31	2818.87	-14375.69	18061.81	-1312.03	-3104.35

注:①由于生态环境效应是负值,在公式(2)至公式(9)的计算中均取其负值,并对计算结果符号作相应调整。② $\Delta S$ 、 $\Delta PI$ 、 $\Delta GI$ 、 $\Delta EI$ 和 $\Delta QI$ 分别表示土地规模变化、人口密度变化、经济水平变化、能源利用效率变化、单位能源消耗的生态环境效应变化。



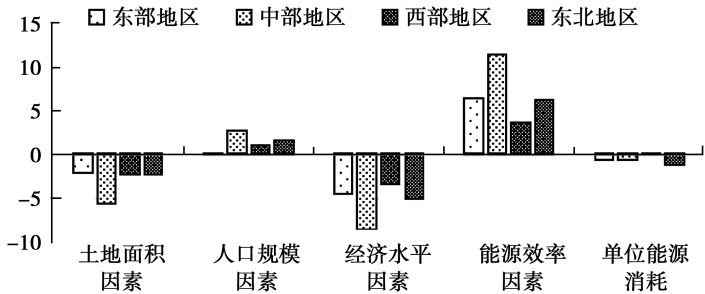


图 2 2009—2014 年四大经济区城镇土地生态环境效应各因素贡献度

由以上分析可知:(1)经济发展水平提高是导致城镇土地利用生态环境效应下降的最主要因素,随着经济水平的提高,人们从自然界索取的资源越来越多,同时向自然界排放的污染物也就越来越多,导致生态环境效应持续下降。经济发展水平对生态环境效应的影响在区域间差异不大,其中东部地区稍高,中部和东北地区稍低。这个研究结论与已有研究发现经济发展对生态环境有负影响的结论一致<sup>[37-38]</sup>。(2)城镇规模扩张也是城镇土地利用生态环境效应下降的主要因素,建设用地的扩张是城镇规模扩大的主要形式,能源消耗、废物排放、尾气排放的增加都不断降低城镇的生态环境效应。这与张寒的研究结论一致<sup>[39]</sup>。从区域差异看,东部和东北地区的城镇规模扩张对生态环境效应的影响显著小于中西部地区。(3)能源消耗量增长扩大了生态环境效应的负效应<sup>[40]</sup>,而能源利用效率提升能够显著提高城镇土地生态环境效应,每个区域均有 60%的生态环境效应增加来自能源利用效率的提高,尤其是东部工业发达、人口密集的地区,由于人口密度下降有限,该区域城镇土地生态环境效应的提升几乎全部来自于能源利用效率提升。(4)人口密度下降显著提升了城镇土地生态环境效应,这在中西部地区和东北地区尤其明显。已有研究也表明人口密度对土地生态环境效应具有负向影响,表现为人口密度高的地区,土地生态环境效应较低<sup>[35,41]</sup>。(5)单位能源消耗对生态环境效应的影响表现为与能源利用相关的生产工艺带来的间接影响。虽然近年来能源利用工艺得到显著改进,环境友好型的洁净能源利用工艺能够显著降低污染物排放<sup>[42-43]</sup>,但是能源利用工艺的改善,也提高了能源利用效率,进而提高了单位能源利用过程中的氧气、水等资源消耗量,因此,改进后的能源利用工艺对生态环境效应的总体影响较微弱,虽然区域间呈现一定的差异性,但是差异并不明显。

(三)讨论

已有研究多从自然生态系统角度测算了区域土地生态环境效应,测算的结果多为正值<sup>[44-46]</sup>或数值较小的负值<sup>[23]</sup>,而本文测算的城镇土地生态环境效应为负值且数值较大,主要原因是已有研究均考虑了耕地、林地、园地在内的土地生态环境效应,且多数将住宅、工业等建设用地的生态环境效应视为零。本文测算的城镇土地主要是非生态用地类型,主要包括工业用地、住宅用地、交通用地以及少量的城镇范围内的公园绿地和河流水面,不包括耕地、林地、园地。此外,本研究将城镇建设用地利用过程中消耗大量的水资源、氧气资源,同时排放污染物等环境影响效应进行货币化转换,计算城镇土地利用对生态资源与环境影响的货币价值。因此,本文测算的生态环境效应并非传统的自然生态系统提供的环境效应,而是城镇土地利用对生态环境影响的货币化价值。该价值的测算与研究有助于为城镇土地可持续利用和城镇化健康发展提供依据。

不过,本文仅从建设用地能源消耗和污染物排放角度,估算城镇非生态用地的生态环境效应,是一种初步的估算,在估算方法上还有待进一步完善。未来研究尤其需要注意的是,依据传统的系统学理论,生态系统的整体服务功能大于部分服务功能之和,各类生态系统服务功能简单的加总不能代表生态系统服务的总体价值<sup>[47]</sup>,并且生态系统环境效应往往具有区域性特征,人为地进行城镇分割可能降低城镇土地的生态环境效应,在未来研究中应该考虑如何将城镇土

地生态环境效应与城镇区域内的自然生态系统的环境效应进行整合测算。

借鉴谭荣和曲福田关于资源利用“代价性损失”和“过度性损失”的理念<sup>[48]</sup>,本文可以根据驱动力的不同,将导致城镇土地生态环境效应下降的因素分为经济社会发展必须承担的“代价性”因素和由于资源不合理利用造成的“过度性”因素,分别对应生态环境效应的“代价性损失”和“过度性损失”。(1)城市经济发展水平提高造成的城镇生态环境效应的下降是典型的“代价性损失”,即在城市化进程中为促进经济发展而选择城市土地承担更强的社会经济活动必然带来的生态环境效应的下降,这部分损失是经济增长必须付出的代价<sup>[49]</sup>。不过,随着我国经济结构转型以及经济发展新常态,这部分“代价性损失”也会在一定程度上趋于缓解。(2)虽然城镇人口密度的下降导致了城镇土地生态环境效应的提升,但是随着我国人口城镇化的加快,以及对城镇规模扩张的抑制,未来城镇人口密度将会呈现上升趋势,进而导致土地生态环境效应下降。但是这个损失也是“代价性损失”,因为我们期望有限的(土地)资源能够承载更多的人口。(3)城镇土地规模扩张也是经济发展和人口城镇化的必然要求,合理的城镇规模扩张带来的土地生态环境效应的损失也是“代价性损失”。但是很多地区由于城镇土地规模扩张盲目求快,导致城镇土地开发强度远大于安全警戒值,同时导致土地城镇化速度远大于人口城镇化速度。此时,城镇土地规模扩张带来的生态环境效应的损失具有明显的“过度性损失”成分,通过合理利用城镇土地,抑制土地扩张速度能够显著减少这种“过度性损失”。(4)能源利用效率低带来的土地生态环境效应的损失也具有“过度性损失”特点,通过提高能源利用效率可以显著提升土地生态环境效应。在经济发达的东部地区,能源利用效率提升对城镇土地生态环境效应的增加贡献巨大,但是在经济发展水平相对较弱的中西部和东北地区,能源利用效率仍然有很大的提升空间,通过提升能源利用效率提升城镇土地生态服务功能仍然是重要的途径。

## 五、结论

鉴于城镇土地利用通过资源消耗、污染物排放等方式对生态环境产生显著影响,本研究借鉴自然生态系统的生态服务功能测算思路,测算2009—2014年间我国城镇土地生态环境效应,并检验生态环境效应的驱动因素。研究发现:(1)由于城镇工业用地、住宅用地和交通用地上生产生活行为大量消耗氧气、水等资源,同时排放废气废水等污染物,导致2009—2014年间我国城镇土地生态环境效应总量为负值,且呈现下降趋势,但是单位面积城镇土地生态环境效应呈现小幅上升趋势。(2)城镇土地生态环境效应损失分为“代价性损失”和“过度性损失”。“代价性损失”主要来自于经济发展水平提高带来的生态环境系统必须付出的代价;“过度性损失”则来自于当前城镇土地规模的盲目扩张和能源利用的低效率。

本研究的建议是通过政策设计和市场机制减少城镇土地生态环境效应的“过度性损失”。首先,应盘活城镇存量建设用地,控制城镇建设用地盲目扩张,尤其是土地开发强度超过国际警戒线的城市更应该控制增量建设用地,盘活存量建设用地。此外,在城镇土地规模扩张过程中也要关注城镇人口承载力的提高,切实做到土地城镇化与人口城镇化的协调发展。其次,提升能源利用效率仍然是当前提升城镇土地生态环境效应的重要措施,建议通过创新能源利用技术工艺和完善能源市场配置机制两个途径提高能源利用效率,同时优化产业结构,降低高能耗、高污染产业比例,通过产业升级来降低能耗。最后,优化城镇土地利用结构,在城镇规划中设置城镇公园与绿地的保有底线,提升城镇公园与绿地的生态服务功能。

## 参考文献:

[1] 屈宇宏, 孙帅, 陈银蓉. 中国城市建设用地扩张趋势模拟及抑制策略[J]. 资源科学, 2014(1).

- [2] 刘新卫,张定祥,陈百明.快速城镇化过程中的中国城镇土地利用特征[J].地理学报,2008(3).
- [3] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems[J]. Pacific Conservation Biology, 1997(2).
- [4] 欧阳志云,王如松,赵景柱.生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].应用生态学报,1999(5).
- [5] 欧阳志云,王效科,苗鸿.中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J].生态学报,1999(5).
- [6] 吴克宁,赵珂,赵举水,等.基于生态系统服务功能价值理论的土地利用规划环境影响评价——以安阳市为例[J].中国土地科学,2008(2).
- [7] 胡喜生,洪伟,吴承祯.土地生态系统服务功能价值动态估算模型的改进与应用——以福州市为例[J].资源科学,2013(1).
- [8] Costanza R, D'Arge R, Groot R D, et al. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital 1[J]. World Environment, 1997(1).
- [9] Curtis IA. Valuing Ecosystem Goods and Services: A New Approach Using a Surrogate Market and the Combination of a Multiple Criteria Analysis and Delphi Panel to Assign Weights to the Attributes[J]. Ecological Economics, 2004(3/4).
- [10] Hein L, Koppen K V, Groot R S D, et al. Spatial Scales, Stakeholders and the Valuation of Ecosystem Services[J]. Ecological Economics, 2006(2).
- [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(2).
- [12] 赵微,闵敏,李俊鹏.土地整理区域生态系统服务价值损益规律研究[J].资源科学,2013(7).
- [13] 赵亚莉,刘友兆,龙开胜.城市土地开发强度变化的生态环境效应[J].中国人口·资源与环境,2014(7).
- [14] 赵丹阳,佟连军,仇方道,等.松花江流域城市用地扩张的生态环境效应[J].地理研究,2017(1).
- [15] 谢高地,张彪,鲁春霞,等.北京城市扩张的资源环境效应[J].资源科学,2015(6).
- [16] Polasky S, Nelson E, Pennington D, et al. The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota[J]. Environmental & Resource Economics, 2011(2).
- [17] 史洋洋,吕晓,黄贤金,等.江苏沿海地区耕地利用转型及其生态系统服务价值变化响应[J].自然资源学报,2017(6).
- [18] 石春娜,姚顺波,陈晓楠,等.基于选择实验法的城市生态系统服务价值评估——以四川温江为例[J].自然资源学报,2016(5).
- [19] 蔡潇.城市水域生态服务功能价值评价——以南昌市河湖水域为例[D].南昌:南昌大学,2011.
- [20] Turner R K, Bergh J C J M, Söderqvist T, et al. Ecological-Economic Analysis of Wetlands: Scientific Integration for Management and Policy[J]. Ecological Economics, 2000(1).
- [21] 马占东,高航,杨俊,等.基于多源数据融合的南四湖湿地生态系统服务功能价值评估[J].资源科学,2014,36(4).
- [22] 肖建武,康文星,尹少华,等.广州市城市森林生态系统服务功能价值评估[J].中国农学通报,2011(31).
- [23] 董家华,舒廷飞,谢慧,等.城市建设用地生态服务功能价值计算与应用[J].同济大学学报(自然科学版),2007(5).
- [24] 董家华,包存宽,舒廷飞.生态系统生态服务的供应与消耗平衡关系分析[J].生态学报,2006(6).
- [25] 曹顺爱,吴次芳,余万军.土地生态服务价值评价及其在土地利用布局中的应用——以杭州市萧山区为例[J].水土保持学报,2006(2).
- [26] 蔡玉梅,谢俊奇,杜官印,等.规划导向的土地利用规划环境影响评价方法[J].中国土地科学,2005(2).
- [27] 马千脉,曹克瑜,杨芮华.一种工业环保核算思路的探讨[J].统计研究,2004(1).
- [28] 董小林,杨梦瑶.基于污染治理投入度指数的工业废气排放与治理投资关系[J].地球科学与环境学报,2013(3).

- [29] 徐国泉, 刘则渊, 姜照华. 中国碳排放的因素分解模型及实证分析:1995—2004[J]. 中国人口·资源与环境, 2006(6).
- [30] 谢高地, 张昌顺, 张林波, 等. 保持县域边界完整性的中国生态区划方案[J]. 自然资源学报, 2012(1).
- [31] 柳云龙, 朱建青, 施振香, 等. 上海城市绿地净化服务功能及其价值评估[J]. 中国人口·资源与环境, 2009(5).
- [32] Ang B W. The LMDI Approach to Decomposition Analysis: A Practical Guide[J]. Energy Policy, 2005(7).
- [33] Ma C, Stern D I. China's Changing Energy Intensity Trend: A Decomposition Analysis[J]. Energy Economics, 2008(3).
- [34] 宋杰鲲. 基于 LMDI 的山东省能源消费碳排放因素分解[J]. 资源科学, 2012(1).
- [35] 陈彧, 李江风, 徐佳. 基于 GWR 的湖北省社会经济因素对生态服务价值的影响[J]. 中国土地科学, 2015(6).
- [36] 张凤太, 苏维词, 赵卫权. 基于土地利用/覆被变化的重庆城市生态系统服务价值研究[J]. 生态与农村环境学报, 2008(3).
- [37] 郝希, 李超, 王克西. 生态环境对中国经济增长的影响及绿色 GDP 测算[J]. 生态经济(中文版), 2010(12).
- [38] 付伟, 赵俊权, 杜国祯. 基于生态足迹与环境库兹涅茨曲线的中国西北部地区生态安全分析[J]. 中国人口·资源与环境, 2013(S1).
- [39] 张寒. 长株潭地区生态服务价值变化及驱动力分析[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2014.
- [40] 谢高地, 曹淑艳, 鲁春霞, 等. 中国的生态服务消费与生态债务研究[J]. 自然资源学报, 2010(1).
- [41] 陈彧. 湖北省土地生态服务价值时空分异及驱动因素研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2015.
- [42] 宋德勇, 刘习平. 中国省际碳排放空间分配研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2013(5).
- [43] 张云, 唐海燕. 中国贸易隐含碳排放与责任分担: 产业链视角下实例测算[J]. 国际贸易问题, 2015(4).
- [44] 王宗明, 张柏, 宋开山, 等. 松嫩平原土地利用变化对区域生态系统服务价值的影响研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2008(1).
- [45] 赖瑾瑾, 刘雪华, 靳强. 顺义地区生态系统服务功能价值的时空变化[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2008, 48(9).
- [46] 蒋晶, 田光进. 1988 年至 2005 年北京生态服务价值对土地利用变化的响应[J]. 资源科学, 2010(7).
- [47] 彭建, 王仰麟, 陈燕飞, 等. 城市生态系统服务功能价值评估初探——以深圳市为例[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2005(4).
- [48] 谭荣, 曲福田. 自然资源合理利用与经济可持续发展[J]. 自然资源学报, 2005(6).
- [49] 张舟, 吴次芳, 谭荣. 生态系统服务价值在土地利用变化研究中的应用: 瓶颈和展望[J]. 应用生态学报, 2013(2).

(责任编辑: 刘浩)