

# 景观破碎化对生态系统服务价值的影响作用分析

## ——以苏州为例

邵大伟 吴殿鸣<sup>1</sup>

(苏州科技大学 建筑与城市规划学院, 江苏 苏州 215011)

**【摘要】:** 破碎化改变了生态系统的结构和功能,限制了其服务价值发挥,不同破碎化因子对生态系统服务价值的作用效应及其相互关系仍有待揭示。以苏州为案例地,基于多时相遥感影像数据和镇域单元尺度,探究了1995~2015年不同时段生态系统服务价值、破碎化的时空特征,重点借助地理探测器方法揭示了破碎化因子及其相互之间对生态系统服务价值的作用效应。结果表明:(1)生态系统服务价值稳中趋减,空间分布由高值与低值的极化趋势逐渐趋向相对均衡;(2)破碎化日益加剧,空间分布表现为“相互独立→集聚→高度集聚→集聚”的演化规律;(3)破碎化因子对生态系统服务整体及各类型的作用力和解释水平趋弱,斑块密度、聚集度在各项服务中均表现出较强且持续的作用力;(4)因子之间为非线性、线性增强的交互作用方式,破坏与保护效果均较为显著;(5)斑块密度与其他因子的交互作用增效强度、风险区域、生态差异均为最强,是保护优化的重点和突破点。关键因子、作用方式及风险识别对生态系统服务价值的影响机制具有一定丰富,可为生态系统的高效保护和规划政策制定提供科学依据。

**【关键词】:** 破碎化因子 生态系统服务价值 地理探测器 影响作用

**【中图分类号】:** TU984 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)11-2436-14

面对城镇化快速发展的持续压力和转型发展的迫切需要,生态文明建设成为实现“人与自然和谐发展”的必然选择,更是关系人民福祉、关乎民族未来的千年大计。生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)是人地关系的典型表征,也是衡量区域生态环境质量的重要指标<sup>[1]</sup>,其本质是生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到生命活动所需的产品和服务<sup>[2]</sup>。大规模、高强度城镇化活动,导致景观由简单趋向于复杂的破碎化过程<sup>[3]</sup>,改变了区域物质循环、能量流动以及生物多样性等生态系统结构和功能<sup>[4,5]</sup>,严重制约了生态系统为人类提供系统服务的能力。

针对景观破碎化、生态系统服务价值的研究已经取得了十分丰硕的成果,景观破碎化对生态系统服务价值影响作用的研究逐渐引发关注<sup>[6,7]</sup>。从土地利用格局演变视角关注对生态系统服务价值影响的研究较多,涉及到破碎化方面,证明了破碎化对生态系统服务价值具有影响作用,但整体系统性不强。黄木易等对生态系统服务价值影响机制的研究表明,破碎化相较人口密度、地均GDP、降水等因素具有较强的作用力<sup>[8]</sup>。不同破碎化因子对生态系统服务价值的影响作用不同,其中最大斑块指数(LPI)、平均斑块大小(MPS)、多样性指数(LDI)与生态系统服务价值有明显的正相关关系<sup>[9]</sup>,而聚集度(AI)、蔓延度(CONTAG)则具有一定的负向影响<sup>[10,11]</sup>。同时,破碎化对不同生态服务功能也存在作用效应的差异,李冬杰等揭示了斑块密度(PD)、景观多样性指数(LDI)和林地、水域的破碎度指数变化,与部分支持性和文化性功能的价值变化显著相关<sup>[12]</sup>;于倩茹等研究表明斑块密度(PD)、散布指数(IJI)等与原料生产、气体调节、土壤保持、维持养分呈显著负相关,景观多样性指数(LDI)与食物生产呈极强负相关<sup>[11]</sup>。由此可见,景

**作者简介:** 邵大伟(1982~),男,博士,副教授,主要研究方向为城乡绿地生态空间效应. E-mail: shdw-123@163.com

吴殿鸣 E-mail: wudmsz@163.com

**基金项目:** 国家自然科学基金(51878429, 51908392);教育部人文社会科学项目(18YJCZH189);苏州科技大学风景园林学学科建设项目。

观指标具有分布、连通度、多样性等不同破碎化特征的评价侧重,各指标作用力的强弱,以及指标间的增效、抑制等相互影响作用仍不甚明晰,现有研究缺乏交互作用规律的针对性探析;相关研究多利用相关性、回归分析等数理方法<sup>[9~12]</sup>,对效应关系的空间表征和区域差异关注较弱,不利于空间规律的进一步挖掘和空间管控对策的生成。地理探测器(Geo Detector)提出“因子力”度量指标,结合 GIS 空间叠加技术和几何论,将各类因子经过不同的离散分类处理,把多种类型的变量归化在同一空间尺度下进行分析,可识别多因子之间的交互作用及差异<sup>[13~15]</sup>。地理探测方法在地理、生态、资源、社会经济等领域应用广泛<sup>[16~18]</sup>,已有学者利用其对景观破碎化的驱动机制进行研究<sup>[8]</sup>,其效用和价值得到广泛认同。相关作用规律和机制的揭示,将有助于生态系统服务价值的进一步高效保护和提升,有利于生态系统结构和功能的高效、持续性优化,是科学保护对策制定的重要参考依据。

苏州是我国长江三角洲地区、东部沿海地区的中心性城市,也是我国社会经济发达、高度城镇化地区的代表性城市。在快速城镇化发展进程中,苏州的人地矛盾较为突出,优越的自然生态环境资源与城镇建设之间的博弈、调适较为复杂。同时,苏州在生态经济“双面绣”、人间天堂建设方面取得了较好的发展,针对作为“强富美高”新江苏建设先行军排头兵的苏州进行研究具有一定代表性和前瞻性。本文以苏州市为例,将多时相遥感影像作为基础数据源,基于破碎化景观指数、生态服务价值量法、空间自相关方法,重点利用地理探测器探究不同破碎化景观指数对生态系统服务价值的影响,并深入探测指标间的相互作用及空间作用效应。深层规律揭示是对生态系统服务价值影响机制的深化和丰富,也可为加强生态系统服务价值、土地资源科学利用、生态系统结构优化等提供科学依据和参考。

## 1 研究区概况

苏州自然生态环境条件优越,但其他面临着高度城镇化、快速经济发展所带来的巨大压力,在协调生态保护与社会经济发展方面具有典型性和代表性。苏州位于长江三角洲中部,在 30° 47' N~32° 02' N、119° 55' E~121° 20' E 之间(图 1),属亚热带湿润性季风海洋性气候,2018 年市区平均气温 17.8℃,降水量 1369.2mm<sup>1</sup>。苏州地处太湖为中心的浅碟形平原的底部,地形以平原为主,全市地势低平,一般高程为海拔 3.5~5m。苏州全市总面积 8657.32km<sup>2</sup>,作为著名的江南水乡,全市拥有各级河道 2 万多条,大小湖泊 300 多个,河流、湖泊、滩涂面积占全市土地面积的 36.6%。苏州下辖常熟、张家港、昆山、太仓 4 个县级市,姑苏、吴中、相城、高新、虎丘、工业园和吴江 6 个区。苏州高度关注城乡生态环境建设,不断协调高度的城镇化、经济水平与生态环境关系,充分发挥、提升生态系统服务价值,优化人居环境。

## 2 数据来源与研究方法

### 2.1 数据来源及处理

#### (1) 遥感影像来源及处理过程

针对城乡土地利用与覆被变化(LUCC)范围广、类型多、时间跨度大等突出特点,选用 LandsatTM\ETM 遥感影像数据(时相为 5~9 月)作为基础数据来源进行研究。结合苏州城镇化进程,并充分考虑时间跨度的均衡性,确定时间节点为 1995、2000、2005、2010、2015 年 5 个年份。利用 ArcGIS、易康(eCognition)、ENVI 等软件,分析地物光谱特征和其他图像特征,预处理主要包括辐射校正、大气校正、几何配准、波段融合、图像镶嵌与裁剪等过程,通过图像增强处理技术,采用假彩色波段合成。针对高度城镇化地区地形破碎、地物复杂的特点,充分利用高程、坡度等<sup>2</sup>地理辅助信息以有效提高分类精度。参考国内外现有的土地利用分类体系,以及遥感信息源的实际情况,采用全数字化人机交互遥感快速提取方法,进行遥感影像的解译和验证。将城乡用地划分为建设用地、耕地、林地、草地、湿地、水域、未利用地,进而得到各年份的相应数据。数据误差控制在一个像元,TM 影像纠正的方根误差(aREsError)小于 0.01,5 期遥感影像解译精度均在 90%以上,满足研究要求。随后利用 ArcGIS 计算并制作专题图进行分析(图 2)。

#### (2) 研究单元选取

镇域单元具有相对完整的行政管理机构,便于管理协调,其对于政策、环境等影响较为敏感、响应较为灵活,也是国土空间规划落地实施的关键着力点。苏州镇域单元社会经济较为发达,在江苏省、乃至全国均具有较强的竞争力。2015年末,苏州全市共包括55个镇和41个街道<sup>3</sup>。由于部分城区开发建设较为成熟,林地、水域、耕地等生态用地较少,且变动不明显,为此将平江城区、金阊区城区、沧浪区城区的街道进行了合并,将其城区看作一个整体,同时将太湖、长江作为单独的一个自然空间单元,共计89个研究单元(图1)。

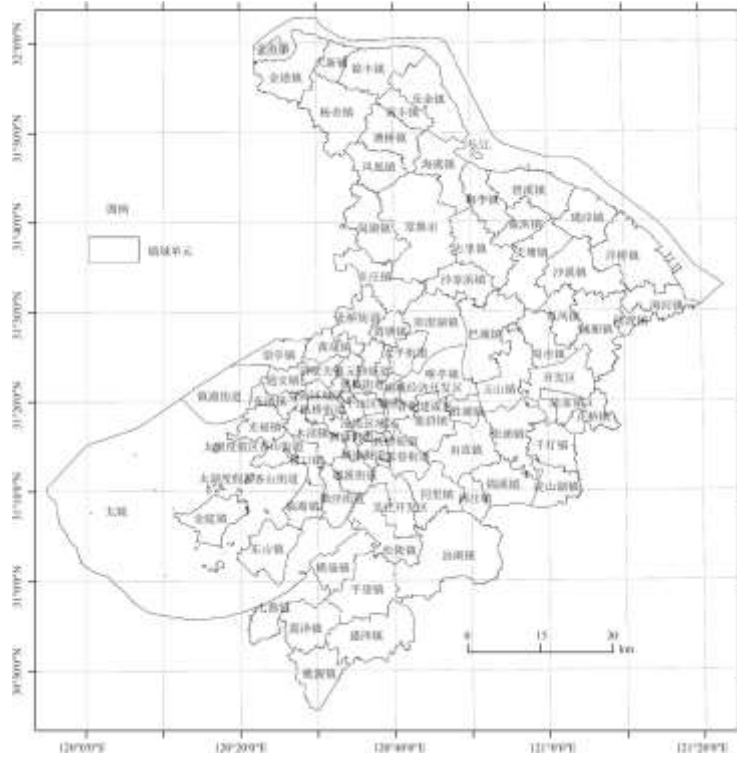


图1 研究范围及镇域单元

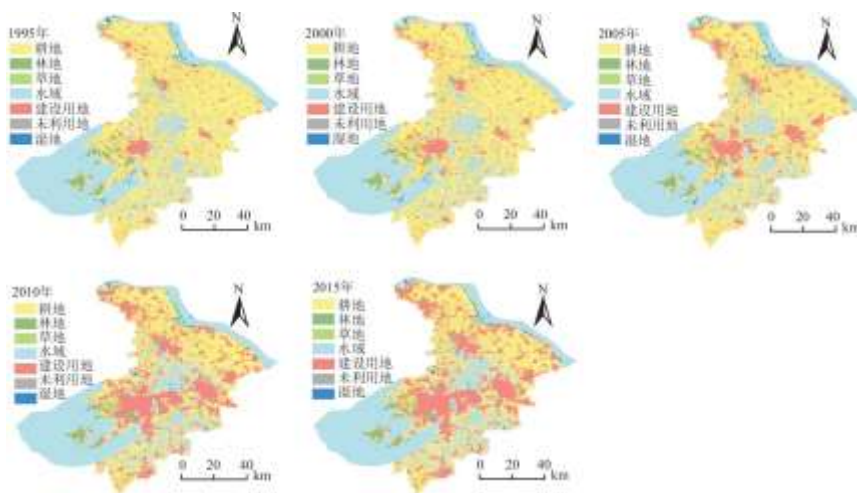


图2 研究区土地利用分类图

## 2.2 研究方法

### (1) 破碎化景观指数

破碎化分析最早起源于景观生态格局研究,是对空间格局揭示和景观生态效益评价的关键指标<sup>[19,20]</sup>。景观破碎化具有多方面的体现,在已有研究基础上,结合苏州市土地利用现状及景观指标内涵,从密度、形状和多样性等角度探讨研究区破碎化的空间变化特征。主要选取以下景观指数:PD、LPI、景观形状指数(LSI)、CONTAG、Shannon's 多样性指数(SHDI)和AI。其中,PD、LSI、SHDI 值越大,破碎化程度越高,反之越小;LPI、AI、CONTAG 指数则相反,其值越大,景观越聚集,破碎化程度越小;反之,破碎化程度越大。各景观指数的具体计算公式和生态学意义详见参考文献<sup>[21]</sup>。

将5个年份景观分类结果在ArcGIS中转化为30m×30m的TIFF格式栅格数据,导入Fragstats4.2软件,在景观水平上分别进行89个镇域单元、6个景观指数的计算,以此描述苏州镇域空间各用地类型的破碎化特征。

### (2) 生态系统服务价值量

Costanza 等<sup>[22]</sup>提出了生态系统服务价值的测算方法,谢高地等<sup>[23]</sup>基于专家知识对该模型进行了改进,制定了中国生态系统服务价值当量因子表,本文即以此表作为测算依据。一个当量因子等于每年每公顷耕地所产粮食市场价值的1/7,该值会随时间、地域的差别而变化<sup>[23~25]</sup>。为增强可比性,按照普遍采用的不变价格法进行测算。本文通过查阅苏州统计年鉴,2015年苏州地区主要粮食作物晚籼稻平均粮食单产水平为9049kg/hm<sup>2</sup>,全国最低收购价格为2.76元/kg,并根据谢高地等提出我国不同地区修正系数(1.74)修正苏州生态系统服务价值,得出苏州市一个生态系统服务价值当量因子的经济价值量为6208.13元/(hm<sup>2</sup>·a),获得苏州市各土地利用类型的生态系统服务价值系数(表1),进而以此当量表和当量因子值为参照和基准进行苏州市各土地利用类型生态系统服务价值测算。其计算公式为:

$$ESV = \sum (A_k \times VC_k) \quad (1)$$

$$ESV_f = \sum (A_k \times VC_{k,f}) \quad (2)$$

式中:ESV为研究区生态系统服务价值总量; $A_k$ 是第k种土地利用类型的面积; $VC_k$ 是第k种土地利用类型的生态系统服务价值系数(元/hm<sup>2</sup>); $ESV_f$ 是土地生态系统第f项服务价值; $VC_{k,f}$ 是第k种土地利用类型的第f项服务价值系数<sup>[26,27]</sup>。

表1 苏州各类土地生态系统服务价值系数(单位:元/hm<sup>2</sup>·a)

生态系统服务功能		林地	草地	耕地	湿地	水域	未利用地
调节服务	气体交换	21728.45	4966.50	3104.06	11174.63	0.00	0.00
	气候调节	16761.95	5587.32	5525.23	106159.00	2855.73	0.00
	水源涵养	19866.01	4966.50	3724.88	96225.99	126521.66	186.25
	废物处理	8132.65	8132.65	10181.34	112863.77	112863.77	62.08
支持服务	土壤形成与保护	24211.70	12105.86	9063.86	10615.90	62.08	124.17
	生物多样性保护	20238.49	6766.86	4407.77	15520.32	15458.24	2110.77

供给服务	食物生产	620.81	1862.44	6208.13	1862.44	620.81	62.08
	原材料	16141.13	310.42	620.81	434.56	62.08	0.00
文化服务	娱乐休闲	7946.40	248.33	62.08	34455.12	26943.29	62.08
合计		135647.59	44946.88	42898.16	389311.73	285387.66	2607.43

### (3) 地理探测器

地理探测器原理主要是分析各因子层内方差(within strata variance)和总方差(total variance)的关系,通过空间分层异质性来探测各要素对因变量的驱动力<sup>[13,14]</sup>。利用 q 值(值域[0, 1]之间)揭示自变量对因变量的解释程度,其 q 值具有明确的物理含义,没有线性假设,客观探测出自变量解释了 100×q%的因变量,具有较好的指向性和解释力。当 q 为 0 时表示自变量与因变量 Y 无关,q 为 1 时表示自变量 X 完全控制了因变量 Y 的空间分布<sup>[15,16]</sup>。

结合 GIS 空间叠加技术和几何论,用以识别多因子之间交互作用,本文根据探测器的运行原理和要求,将各类因子经过离散分类处理,把不同类型的变量归化在同一空间尺度下进行分析<sup>[13~17]</sup>。苏州市域生态要素分布差异较大,在对景观指数进行标准化处理后,转换为 10 个等级的类型变量,利用地理探测器的风险探测、因子探测、生态探测、交互探测分别对苏州生态系统服务价值的各破碎化影响因素进行探测识别,因子探测表达式为:

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (3)$$

式中:h=1, 2, ..., L 为变量 Y 或因子 X 的分层(分类或分区); $N_h$ 和 N 分别为 h 和全区单元数; $\sigma_h^2$ 和  $\sigma^2$ 分别是层 h 和全区 Y 值的方差。该方法可通过交互探测器揭示影响因子间的共同作用  $q(x_i \cap x_j)$  是否增加或减小了变量的解释力,分为以下几种情况:当  $q(x_i \cap x_j) < \min(q(x_i), q(x_j))$  时,两因子为非线性减弱交互类型;当  $\min(q(x_i), q(x_j)) < q(x_i \cap x_j) < \max(q(x_i), q(x_j))$  时,为单因子非线性减弱交互类型;当  $q(x_i \cap x_j) > \max(q(x_i), q(x_j))$  时,则为双因子交互增强类型;当  $q(x_i \cap x_j) > q(x_i) + q(x_j)$  时,则为非线性增强;当  $q(x_i \cap x_j) = q(x_i) + q(x_j)$  时,表示两者相互独立<sup>[8,17,18]</sup>。

风险区探测:用于判断两个子区域间的属性均值是否有显著的差别,用 t 统计量来检验:

$$t_{y_{h=1} \sim y_{h=2}} = \frac{\bar{Y}_{h=1} - \bar{Y}_{h=2}}{\left[ \frac{\text{Var}(\bar{Y}_{h=1})}{n_{h=1}} + \frac{\text{Var}(\bar{Y}_{h=2})}{n_{h=2}} \right]^{1/2}} \quad (4)$$

式中: $Y_h$ 表示子镇域单元 h 内的生态系统服务价值; $n_h$ 为子区域 h 内样本数量,Var 表示方差<sup>[13]</sup>。

生态探测:用于比较两因子 X1 和 X2 对属性 Y 的空间分布的影响是否有显著的差异,以 F 统计量来衡量:

$$F = \frac{N_{X1}(N_{X2} - 1)SSW_{X1}}{N_{X2}(N_{X1} - 1)SSW_{X2}} \quad (5)$$

$$SSW_{X1} = \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{k=1}^{L1} N_k \sigma_k^2;$$

$$SSW_{X2} = \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{k=1}^{L2} N_k \sigma_k^2$$

式中: $N_{X1}$ 及 $N_{X2}$ 分别表示两个因子 $X1$ 和 $X2$ 的样本量; $SSW_{X1}$ 和 $SSW_{X2}$ 分别表示由 $X1$ 和 $X2$ 形成的分层的层内方差之和; $L1$ 和 $L2$ 分别表示变量 $X1$ 和 $X2$ 分层数目。其中零假设 $H_0:SSW_{X1}=SSW_{X2}$ 。如果在 $\alpha$ 的显著性水平上拒绝 $H_0$ ,这表明两因子 $X1$ 和 $X2$ 对属性 $Y$ 的空间分布的影响存在着显著的差异<sup>[13]</sup>。

#### (4) 全局空间自相关

生态要素的服务价值、破碎化现象存在空间的相互作用和依赖性,量测该作用最为经典和公认的方法是空间自相关指数,其全局空间自相关Moran's I指数用以揭示空间相关性的总体趋势,本文借助该方法观测因变量、自变量在镇域单元间的分布特征。Moran's I大于0表示空间正相关,等于0表示空间不相关,小于0表示空间负相关,越趋近1表明要素集聚分布,趋近于-1表明要素分散分布,接近零则表示相互独立,以此揭示要素的空间状态和水平,显著性本文利用Z检验<sup>[4,7,8]</sup>。

### 3 结果与分析

#### 3.1 苏州市生态系统服务价值的时空特征

1995~2015年苏州总生态系统服务价值相对较为稳定,整体呈现出小幅下降趋势,由1995年1073.20亿元减少为2015年的1061.49亿元,共减少11.71亿元,减少了1995年的1.09%。除2005~2010年生态系统服务价值有所波动,受水域面积大幅增加带动增长外,其他3个时段均有一定幅度下降,减少幅度分别为0.22%、0.74%、0.44%。研究周期内耕地面积大幅减少,但生态系统服务价值整体变化不大,主要得益于水域面积对损失进行了有效弥补,水域生态系统服务价值系数最高,是耕地的6.65倍,维持了整体生态系统服务价值的平衡。苏州生态系统服务价值的结构构成发生一定变化,主要体现在水域生态系统服务价值由77%增长到84%,耕地比例减少6个百分点、林地减少1个百分点,湿地、草地、未利用地保持了稳定,未发生明显的占比变化。

在镇域单元间,生态系统服务价值的空间分布呈现极显著( $p<0.01$ )的高度集聚状态(图3,表2),生态系统服务价值较高和较低的区域分别集中分布。1995~2015年Moran's I指数分别为0.4722、0.5399、0.4961、0.3643、0.4593,整体具有一定波动性,先增大后减小后又有所增长,表明其集聚程度先增强后减弱,2015年生态系统服务能力相近的区域渐趋集中。

#### 3.2 苏州市景观破碎化的时空特征

就整体景观水平而言,伴随着苏州城乡建设空间的快速扩展,破碎化趋势十分显著。PD、LSI、SHDI3个指标增加明显(表3),分别由1995年的0.1747、41.8555和0.7941增长到2015年的0.2973、51.9151和0.8299,市域范围内斑块面积减小、密集程度直线上升,形状边缘复杂程度在逐渐提高,土地利用程度更加丰富,其不定性的信息含量也越大。与此同时,LPI、CONTAG和AI指数逐渐下降,由1995年的42.0801、73.4319和98.1101减小到2015年的29.0640、71.9621和97.4592,LPI反映出最大斑块的优势在减小,大型自然生态型斑块受到持续的蚕食;CONTAG指数也表明了斑块的小型化趋势,且相互之间的连接度在减小;AI的减小则表明景观斑块的离散化程度在增加,愈加分散。

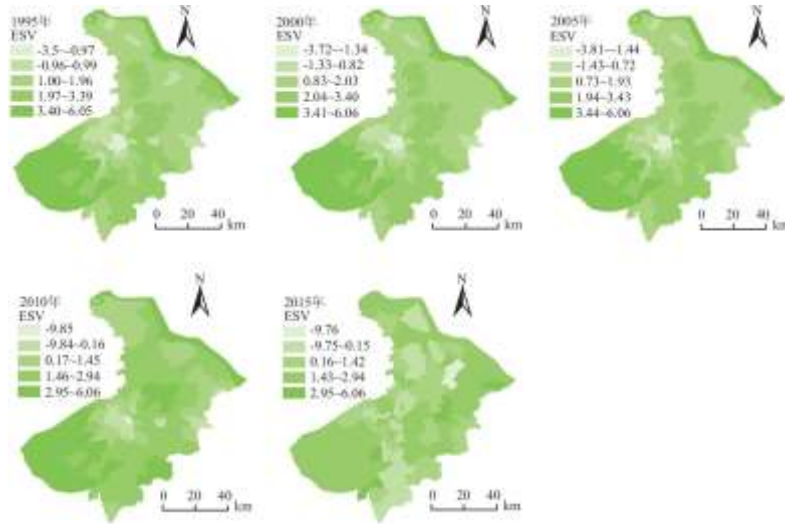


图 3 生态系统服务价值分布格局的时空演化图

表 2 生态系统服务价值的全局空间自相关指数及其演化

年份	1995	2000	2005	2010	2015
I	0.4722	0.5399	0.4961	0.3643	0.4593
Z(I)	6.4826	7.3048	6.7982	5.4578	6.2792
p	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

破碎化景观指数在镇域空间的时空分异特征较为显著,整体表现为先增大后减小的趋势,即由低水平集聚或随机分布,转变为高度集聚或集聚的状态(表 4,图 4)。这一状态的峰值时段各指数又有所区别,PD、LPI、SHDI、AI 指数的峰值均出现在 2000 年,LSI、CONTAG 则出现在 2010 年,LPI 和 AI 指数在 2005 年又有所波动变化。1995 年破碎化指标的空间自相关指数多趋近于 0,且多不能通过 5%的 p 检验,表明空间关联不明显或趋于随机分布。反映出研究周期内,早期建设用地较少,以非建设用地与建设用地的交错分布为主,景观指数处于较为平均、均衡的状态;随着大规模的城镇建设,耕地等生态空间大面积减少,呈现出建设用地与非建设用地两者相互分离或邻接分布的状态,集聚指数快速上升;随着还林、还湖、还草等工程的推进,生态红线、郊野公园、自然保护区的划定,建设用地与非建设用地“马赛克”化镶嵌分布成为主导景观形式,导致景观指数分散化、均等化分布状态有所增强。

表 3 破碎化因子指数值及其演化

年份	PD	LPI	LSI	CONTAG	SHDI	AI
1995	0.1747	42.0801	41.8555	73.4319	0.7941	98.1101
2000	0.2179	40.8505	47.4011	73.2895	0.7984	97.8997
2005	0.2434	37.8060	50.3004	72.7058	0.8123	97.7081

2010	0.2846	28.6881	52.4821	71.9038	0.8305	97.4408
2015	0.2973	29.0640	51.9151	71.9621	0.8299	97.4592

表 4 破碎化因子的全局空间自相关指数及其演化

年份	指数	PD	LPI	LSI	CONTAG	SHDI	AI
1995	I	0.3816	-0.0616	0.1888	0.0645	0.1059	0.1059
	Z(I)	5.1839	-0.7208	2.6872	1.0444	1.5606	1.5606
	p	0.0000	0.4710	0.0072	0.2963	0.1186	0.1186
2000	I	0.5399	0.4035	0.1861	0.2269	0.5412	0.5945
	Z(I)	7.3048	5.4378	2.5953	3.6101	7.3882	8.0863
	p	0.0000	0.0000	0.0095	0.0003	0.0000	0.0000
2005	I	0.5649	0.1179	0.1635	0.1514	0.5186	-0.0074
	Z(I)	7.6247	2.0775	2.3605	2.3629	7.0513	0.6794
	p	0.0000	0.0038	0.0182	0.0181	0.0000	0.4969
2010	I	0.4791	0.2015	0.4627	0.3295	0.4364	0.1926
	Z(I)	9.5511	3.0035	6.3686	4.8222	5.9617	3.0140
	P	0.0000	0.0027	0.0000	0.0000	0.0000	0.0026
2015	I	0.2668	0.1322	0.3072	0.1800	0.3758	0.0662
	Z(I)	3.7010	1.9505	4.2470	2.6098	5.1388	1.0722
	p	0.0002	0.0051	0.0000	0.009	0.0000	0.2836

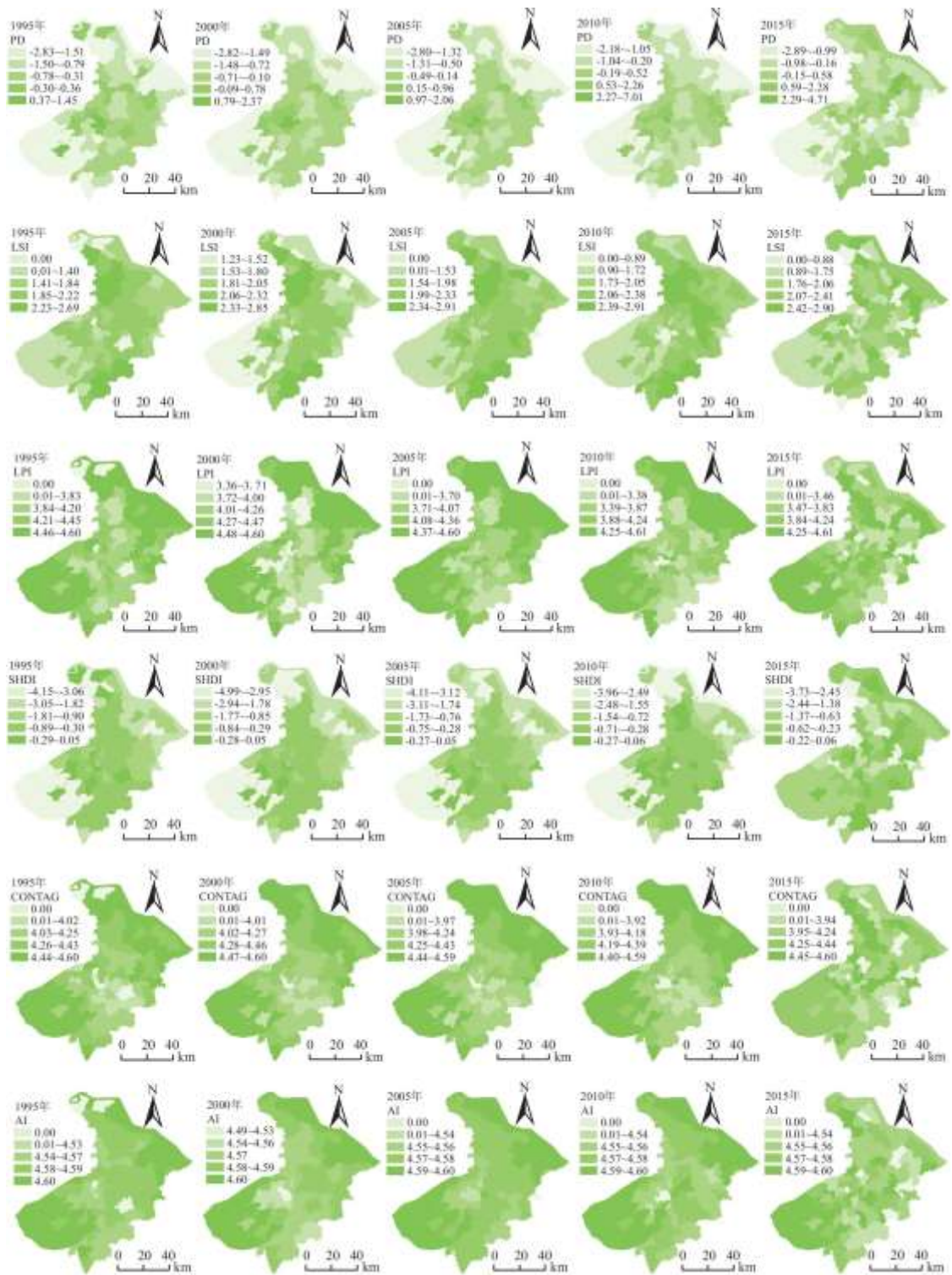


图 4 破碎化因子分布格局的时空演化图

### 3.3 破碎化因子对生态系统服务价值影响的地理探测

针对生态系统服务价值、破碎化因子所呈现出明显的规律性时空变化特征,借地理探测器的因子探测、交互探测、风险探

测和生态探测模型,重点围绕镇域单元分异,揭示在景观破碎化进程中,破碎化因子对生态系统服务价值及其各服务类型的作用效应,以及因子之间的相互关系。

### 3.3.1 因子探测

利用因子探测器探测破碎化影响因子分别对生态系统服务价值的相对重要程度,即各影响因子对生态系统服务价值作为目标属性Y的解释力。因子探测表明,因子影响力呈现出逐年下降的趋势,单因子作用力平均由0.2269减小为0.1724,减少了1/4(表5)。其中,影响力较强、显著性较高( $p < 0.05$ )的影响因子为PD、AI,最高值分别为0.4432和0.4500,是影响生态系统服务价值的主要因子,两指标的影响能力均表现为先增强、后减弱的趋势;2015年AI作用逐渐不显著,LSI指数影响力增强,仅次于PD。在苏州区域范围内,斑块面积减少、数量增多,是密度值、聚合与分散的影响最为显著的根本原因;而形状指数的解释力增强,也反映出人为改造、规划建设对生态用地斑块作用强度日益突出。

其余破碎化指标的影响力相对偏低,均在0.2以下,显著性也偏弱,除LPI、LSI、CONTAG外,整体表现为先减小后增加的趋势。LPI的变化趋势反映了城镇化进程中对保护力度的重视和加强;SHDI则出现减小、增加、减少的波动趋势,波动与未利用土地、湿地规模的变动趋势相关,两类用地受城镇建设、保护力度等进程、政策影响,表现出一定的波动性;CONTAG指数在2000~2015年期间影响力均为最小,发达地区生态用地减少趋势较为突出,其团聚特征和蔓延特征对生态系统服务价值缺乏解释力。

表5 破碎化因子对生态系统服务价值影响作用的因子探测结果

年份	统计量	PD	LPI	LSI	CONTAG	SHDI	AI
1995	qstatistic	0.2860	0.1845	0.2633	0.1990	0.1353	0.2935
	pvalue	0.0178	0.1830	0.0295	0.1390	0.3846	0.0154
2000	qstatistic	0.3792	0.1707	0.1358	0.0989	0.1013	0.4351
	pvalue	0.0000	0.1913	0.3370	0.5989	0.5685	0.0000
2005	qstatistic	0.3605	0.1550	0.1289	0.0979	0.0983	0.4500
	pvalue	0.0000	0.2555	0.3778	0.6051	0.5914	0.0000
2010	qstatistic	0.4432	0.0850	0.2136	0.0798	0.1780	0.3142
	pvalue	0.0000	0.6931	0.0757	0.7341	0.1509	0.0066
2015	qstatistic	0.3832	0.1059	0.1935	0.0881	0.0981	0.1657
	pvalue	0.0000	0.5189	0.1061	0.6656	0.5947	0.1886

破碎化对不同生态服务类型存在作用效应的差异。除PD和AI几乎在各时段、各项服务中均表现出较强的作用力外,LSI的生态支撑服务作用较为突出,对土壤形成与保护、生物多样性保护的影响力较强,反映出用地要素形状在对生态功能提升、物种保护方面的重要价值;在食物生产和原材料供给服务方面,PD、AI、LSI和CONTAG指数均表现出较为持续稳定的作用效力,规模和集聚可以更好的提升产出水平、节约生产成本;调节服务和文化服务主要由PD指数决定,2005年后随着建设开发强度的提升,由于两类功能需要较为可观的生态本底和广泛的服务范围,AI指数的作用力逐渐显现,表明在面临数量不足时,良好的集聚水平对生态服务功能至关重要。

### 3.3.2 交互探测

交互探测重点考察任意两个因子交互作用与其各自相比是增强还是减弱的程度。1995、2015年6个影响因子两两相互之间均呈现为非线性增强的关系(表6),即 $q(x_i \cap x_j) > q(x_i) + q(x_j)$ 。2000、2005、2010年PD和AI双因子增强( $q(x_i \cap x_j) > \max(q(x_i), q(x_j))$ ),其余均为非线性增强的关系。作用结果表明了破碎化因子对生态系统服务价值影响强度的一致性,也表明控制破碎化的重要性和显著性,只要可以有效控制某一对破碎化特征,均可以在不同程度上倍增性显著改善破碎化对生态系统服务价值的影响。

表6 破碎化因子对生态系统服务价值影响作用的交互探测结果

$x_i \cap x_j$	1995 $q(x_i \cap x_j)$	2000 $q(x_i \cap x_j)$	2005 $q(x_i \cap x_j)$	2010 $q(x_i \cap x_j)$	2015 $q(x_i \cap x_j)$
PD $\cap$ LPI	0.7445	0.7246	0.7276	0.8195	0.8480
PD $\cap$ LSI	0.8538	0.8056	0.7952	0.9189	0.9361
PD $\cap$ CONTAG	0.7044	0.7199	0.7163	0.8834	0.8609
PD $\cap$ SHDI	0.7321	0.6242	0.6339	0.7204	0.8790
PD $\cap$ AI	0.7310	0.6513	0.6548	0.6145	0.8261
LPI $\cap$ LSI	0.8188	0.6889	0.6901	0.4095	0.4075
LPI $\cap$ CONTAG	0.5251	0.4133	0.3980	0.7890	0.7719
LPI $\cap$ SHDI	0.4262	0.5438	0.5224	0.7820	0.7731
LPI $\cap$ AI	0.5778	0.7722	0.7843	0.8065	0.4844
LSI $\cap$ CONTAG	0.8907	0.7928	0.7899	0.8650	0.5409
LSI $\cap$ SHDI	0.7602	0.5675	0.5708	0.6673	0.8322
LSI $\cap$ AI	0.7763	0.8033	0.8002	0.9073	0.8925
CONTAG $\cap$ SHDI	0.4712	0.5037	0.4964	0.6654	0.3048
CONTAG $\cap$ AI	0.6300	0.7601	0.7728	0.8356	0.4860
AI $\cap$ SHDI	0.6173	0.7345	0.7494	0.8241	0.4768

其中,就两因子交互作用来看,最大作用力为2015年的PD $\cap$ LSI两因子,q值达到0.9361。1995年解释水平在80%以上的有LSI $\cap$ CONTAG和PD $\cap$ LSI,2000年有LSI $\cap$ AI和PD $\cap$ LSI,2005年仅有LSI $\cap$ AI。之后,作用因子的交互作用不断增强,尤其是2010年有PD $\cap$ LSI、LSI $\cap$ AI、PD $\cap$ CONTAG、LSI $\cap$ CONTAG、CONTAG $\cap$ AI、AI $\cap$ SHDI、PD $\cap$ LPI、LPI $\cap$ AI8对指标解释水平超过80%,2015年也有PD $\cap$ LSI、LSI $\cap$ AI、PD $\cap$ SHDI、PD $\cap$ CONTAG、PD $\cap$ LPI、LSI $\cap$ SHDI6对作用因子。交互作用因子增多,一方面表明整体破碎化对生态服务价值影响更加剧烈,另一方面也表明,可有效提升生态系统服务价值的抓手、改善的方面更多。整体而言PD和LSI迫切需要有效改善。

就生态服务类型来看,破碎化因子非线性增强的作用规律与整体生态系统服务价值基本一致。研究周期内破碎化各因子对支持服务、供给服务和文化服务的作用效应基本均表现为非线性增强,仅有 PD∩LSI 出现线性增强,三种服务类型提升难度较小、也较为直接。相比而言,对气体交换、气候调节、水源涵养、废物处理等调节服务表现出以 PD 为主的线性增强作用特点。

### 3.3.3 风险探测

风险探测器主要用于探测破碎化因子不同类别分区之间对生态系统服务价值作用的风险性。探测结果表明,研究周期内风险区域整体呈现加大、蔓延的趋势,区域差距、分化不断加剧,不稳定性因素逐渐增加。

PD 持续存在风险区域,风险区域由高值、低值差异,逐渐向中低值区域扩大,2015 年较 2005、2010 年风险区域有所收敛;LPI 在 1995 年不存在风险区域,2000 年在中值区域开始出现风险区域,逐渐分化为高值、低值区域内部的风险差异;LSI 指数存在相对稳定的风险区域,总体表现为逐渐增多趋势;CONTAG 在 1995 年存在少量风险区域,2000、2005、2010 年风险区域基本消失,2015 年高值区域存在风险区域;SHDI 在 1995、2000、2005 年均不存在风险区域,2010、2015 年高值区域出现少量风险区域;AI 风险区域主要集中在低值区域,呈现出先增加后减少的趋势。

PD、LSI、AI 指数在调节服务、支持服务、供给服务方面均具有风险影响,全部因子对文化服务几乎均有风险。研究周期内,LPI 在调节服务和供给服务方面、CONTAG 在支持服务方面的作用风险逐渐减弱并消失,大型斑块、延伸状态受到一定程度的开发和限制影响,区域间差异减小,导致其作用力趋弱。全部破碎化因子对娱乐休闲等文化服务功能均具有较为显著的影响,表现出一定的分布极化风险,其中 2010 年后 AI 风险降低,得益于湿地、水域分布的均衡性进一步增强。

### 3.3.4 生态探测

生态探测重点分析某因子对生态系统服务价值的影响,是否比其他影响因子的作用效应大,差异性是否显著。采用显著性水平为 0.05 的 t 检验,结果表明,早期各指标的相对重要性差别较小,研究周期内呈现出差异由小变大的趋势。

1995 年,全部影响因子对生态系统服务价值的影响不存在显著差异;2000 年,PD、AI 和 LPI、LSI、CONTAG、SHDI 均存在明显的空间作用差异;2005 年,PD 和 LSI、CONTAG、SHDI,以及 AI 与 LPI、LSI、CONTAG、SHDI 差异明显;2010 年,PD 和 LPI、LSI、CONTAG、SHDI,以及 AI 与 LPI、CONTAG 差异明显;2015 年,PD 和 LPI、CONTAG、SHDI、AI 差异明显。其中 PD 和 AI 与其他影响因子差别较为突出,尤其是 PD 指数的差异性在 2000 年后持续显著。

破碎化因子对调节服务和文化服务作用趋同,供给服务趋异,支持服务较为稳定。趋同得益于水域、湿地面积的增加,增强了水气调节、涵养能力;耕地、林地是供给服务的主要提供者,趋异主要缘于耕地大面积减少,且更加集中,破碎化因子对其变化均较为敏感;林地、湿地主要提供支持服务,研究周期内稍有增加,但整体不大,破碎化因子对其作用效应相对较为稳定。

## 4 结论与讨论

### 4.1 主要结论

借助生态系统服务价值量测、景观破碎化指数、空间自相关和地理探测器方法,从斑块密度、最大斑块指数、形状指数、连接度、多样性指数、聚集度等方面,以苏州为案例地,揭示了 1995~2015 年期间 5 个时段破碎化对生态系统服务价值的影响。主要结论如下:

(1) 苏州生态系统服务价值整体呈现出减少的趋势,水域面积增加有效弥补了耕地大幅减少造成的价值损失,总体减少幅度

较小;其空间分布表现为“集聚→高度集聚→集聚”的演变状态,生态系统服务价值由高值与低值的极化趋势,逐渐向相对均衡发展。高度城镇化地区生态系统服务价值尤其是生产供给服务功能的保护形势较为严峻,面对高强度的城镇化趋势和开发进程,在保育好水乡特色水域空间的基础上,对耕地保护力度应持续加码,稳定、夯实生态本底。

(2)景观破碎化日益加深,且各指标的破碎趋势均在加强;在空间中景观由不明显破碎,转变为集中高度破碎,后又逐渐趋缓,即空间自相关指数多为“抛物线”式变化趋势,呈现“相互独立→集聚→高度集聚→集聚”的特征。苏州生态空间的保护力度在加强,且已初见成效,但集中的破碎化现象仍然存在。对城镇建设扩张较快的高风险镇域空间应加强识别和管控,尤其是苏州中心城区-昆山沿线经济活跃度高的热点镇域单元,应强化遥感监测,收紧建设用地指标供给,精准施策,进一步延缓、改善破碎化的蔓延趋势。

(3)景观破碎因子对生态系统服务价值作用力整体表现为逐年递减的趋势,破碎化的敏感性和解释力在下降,斑块密度、聚集度几乎在各时段、各项服务中均表现出较强的作用力。2010年后聚集度解释水平下降、形状指数解释力增强,而蔓延度的作用力持续较低,缺乏解释力;斑块形状指数的生态支撑服务作用较为突出,聚集度和蔓延度指数在食物和原材料供给方面均表现出较为持续稳定的作用效力,聚集度的调节服务和文化服务作用力2005年后逐渐显现。整合小型破碎斑块、增加集聚水平,对物种保护、能量交换等生态系统服务价值改善会起到较好的效果。若短时期、特定镇域(如城镇核心区、重点产业园区)难以大量整合生态要素,可先着手强化边缘区管控、生态修复,逐步促进斑块形状优化、自然化,减少外界的干扰程度,提升生态服务、支撑能力。在此基础上,结合还林、还湖、复垦、复耕等生态工程,积极促进生态空间扩张和集聚,以提升供给、调节、文化服务功能。

(4)破碎化指数对生态系统服务整体及各类型基本均表现为非线性增强的交互作用类型,随破碎化加剧逐渐出现少量线性增强的交互作用类型。非线性增强在支持服务、供给服务和文化服务方面表现尤为突出,文化娱乐服务则主要为线性增强。破碎特征之间的良好联动性表明其改善工作的着手点较多,可遵循循序渐进的过程,从生态要素的形态、连接等较为容易优化的环节入手,逐步提升基底面积、团聚水平,再组建网络系统,推动环境质量下降趋势的逆转,促进生态价值的高效产出。

(5)交互探测、风险探测、生态探测结果均表明,斑块密度与其他因子的交互作用增强强度、风险区域、生态差异均为最强,积极防控、治理的紧迫性较高。斑块密度、形状指数、聚集度在调节服务、支持服务、供给服务方面均具有风险影响,全部因子对文化服务几乎均有风险。破碎化因子对调节服务和文化服务作用趋同,供给服务趋异,支持服务相对较为稳定。斑块密度对生态系统服务的作用能力和水平尤为突出,改善成效也会更加显著。针对斑块密度风险区域的进一步蔓延,重点应对沿江、沿湖、山林、农作区等生态要素密集的镇域空间采取高压管控对策,落实生态保护红线、永久基本农田保护红线。逐步分层探索一般城镇、重点城镇、核心城镇的开发边界线划定,阻断蔓延,倒逼社会经济活动由对生态空间利用的“增量扩张”向“回头挖潜”转变。

#### 4.2 讨论

景观破碎化是伴随着人类活动、尤其是快速城镇化日益严峻的生态现象。生态系统服务价值是衡量一个地区生态环境稳定性、可持续发展能力的重要指标,也是典型“人地关系”的反映。客观评测、科学认知两者关系,是进行生态环境保护、空间规划的关键前提。景观破碎化对生态系统功能和结构影响得到较多的关注和验证,其对生态系统服务价值影响作用的探索在不断增加,相关研究揭示了部分景观破碎化指标对生态系统服务价值及其类型存在一定的作用效应。本研究将其系统化、专题化,聚焦密度、形状、聚集度等景观破碎的不同方面,及其相互作用层面,探明了其作用程度和规律。本文结果与已有研究相互印证,破碎化对生态系统服务价值影响作用较强,并在因子作用力的演化规律、因子作用力之间的作用强度、因子之间的相互增效方面具有一定的深化和发展。针对所揭示规律和发展趋势,从演化特征、因子作用水平和方式等方面提出防控对策,尤其是斑块密度和聚集度具有较高的作用强度与范围、风险区域,明确了保护防控的重点和优先次序,可为生态修复、“三区三线”划定、“双评价”(资源环境承载力评价和国土空间开发适宜性评价)等政策和规划的落地实施提供科学依据和有力支撑。以此增强山水林田湖草生态系统结构与功能的稳定性,进一步有效扭转生态服务能力的下降态势,促进良好人地关系模式的构建。

---

然而,为保证可比性,本文采用不变价格法测算了1995~2015年的生态系统服务价值,在社会经济不同发展阶段,对生态系统重要程度和价值的评价应更加动态化、多目标化;景观规律具有尺度依赖特征,在本文所针对的市域空间的镇域尺度之外,其又具有怎样的规律和特性,对生态系统服务价值又具有怎样的作用效应,仍然不甚明晰;与此同时,本文选取了我国东部处于城镇化后期发展阶段的城镇密集地区,在国内中西部或不同发展阶段区域,又会具有何种作用特征,都还值得进一步探索和深化。

#### 参考文献:

- [1]姚小微,曾杰,李旺君.武汉城市圈城镇化与土地生态系统服务价值空间相关特征[J].农业工程学报,2015,31(9):249-256.
- [2]DAILY G C. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems[M]. Washington D. C. :Island Press, 1997.
- [3]周忠学,仇立慧.城市化对生态系统服务功能影响的实证研究——以西安市南郊为例[J].干旱区研究,2011,28(6):974-979.
- [4]王宪礼,布仁仓,胡远满,等.辽河三角洲湿地的景观破碎化分析[J].应用生态学报,1996,7(3):299-304.
- [5]付扬军,师学义,和娟.汾河流域景观破碎化时空演变特征[J].自然资源学报,2019,34(8):1606-1619.
- [6]王云,周忠学,郭钟哲.都市农业景观破碎化过程对生态系统服务价值的影响——以西安市为例[J].地理研究,2014,33(6):1097-1105.
- [7]张金茜,巩杰,柳冬青.地理探测器方法下甘肃白龙江流域景观破碎化与驱动因子分析[J].地理科学,2018,38(8):1370-1378.
- [8]黄木易,岳文泽,方斌,等.1970-2015年大别山区生态服务价值尺度响应特征及地理探测机制[J].地理学报,2019,74(9):1904-1920.
- [9]鲁亚楠,姚顺波,邓元杰,等.陕北地区土地利用及景观格局变化对生态服务价值的影响——基于退耕还林(草)背景[J].中国农业资源与区划,2019,40(11):180-192.
- [10]赵育恒,曾晨.武汉城市圈生态服务价值时空演变分析及影响因素[J].生态学报,2019,39(4):1426-1440.
- [11]于倩茹,徐媛银,孙思琦,等.鄂西北地区土地利用格局及其生态系统服务价值的时空变化[J].生态科学,2019,38(4):119-128.
- [12]李冬杰,杨利,余俞寒,等.都市生态旅游区土地利用碎片化对生态系统服务价值的影响——以武汉东湖生态旅游区为例[J].生态学报,2019,39(13):4782-4792.
- [13]王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
- [14]WANG J F, LI X H, CHRISTAKOS G, et al. Geographical detectors-based health risk assessment and its application in the neural tube defects study of the Heshun region, China[J]. International Journal of Geographical Information

---

Science, 2010, 24(1): 107-127.

[15] WANG J F, HU Y. Environmental health risk detection with GeogDetector[J]. Environmental Modelling & Software, 2012, 33: 114-115.

[16] 李雨, 韩平, 任东, 等. 基于地理探测器的农田土壤重金属影响因子分析[J]. 中国农业科学, 2017, 50(21): 4138-4148.

[17] 王雅竹, 段学军, 杨清可, 等. 近 30 年江苏省建设用地扩张的时空特征、模式与驱动因素研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(7): 1531-1540.

[18] 刘彦随, 李进涛. 中国县域农村贫困化分异机制的地理探测与优化决策[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 161-173.

[19] 付刚, 肖能文, 乔梦萍, 等. 北京市近二十年景观破碎化格局的时空变化[J]. 生态学报, 2017, 37(8): 2551-2562.

[20] 王蓉, 周宝同, 甘雪坤. 西南山地景观破碎化与城镇化及社会经济发展水平的关系研究——以重庆市渝北区为例[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(3): 624-631.

[21] 邬建国. 景观生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.

[22] COSTANZA R. The value of ecosystem services[J]. Ecological Economics, 1998, 25(1): 1-2.

[23] 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.

[24] 涂小松, 龙花楼. 2000-2010 年鄱阳湖地区生态系统服务价值空间格局及其动态演化[J]. 资源科学, 2015, 37(12): 2451-2460.

[25] 顾康康, 杨倩倩, 程帆, 等. 基于生态系统服务供需关系的安徽省空间分异研究[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(7): 577-583.

[26] 王希义, 徐海量, 潘存德, 等. 和田河流域土地生态系统服务价值变化及敏感性研究[J]. 水土保持研究, 2017, 24(6): 334-340.

[27] 徐丽芬, 许学工, 罗涛, 等. 基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法: 以渤海湾沿岸为例[J]. 地理研究, 2012, 31(10): 1775-1784.

#### 注释:

1① 数据来自于《苏州统计年鉴 2018》, <http://www.sztjj.gov.cn/sztjjgz/tjnj/2018/zk/indexch.htm>.

2② DEM 是 30 m 的 ASTER GDEM 数据, 来源于地理空间数据云网站(<http://www.gscloud.cn/>).

3 镇域单元划分以 2015 年行政单元为标准, 主要考虑与 2015 年最新遥感影像数据对应; 研究周期内经历了较为复杂的乡镇撤并, 为增强可比性和可行性, 各时段镇域单元均按照 2015 年计算.