

长三角地区城市化对典型生态系统服务供需的影响

杨宜男¹, 李 敬¹, 王 立², 王子豪¹, 姚晨心¹, 王 原^{1,2}

(1. 安徽师范大学地理与旅游学院, 芜湖 241002; 2. 上海栖星生态环境咨询有限公司, 上海 200433)

摘要: 长三角地区快速城市化进程影响了生态系统服务供需的平衡关系, 为实现长三角一体化高质量发展需要探究城市化对生态系统服务供需的影响。基于生态模型、Pearson相关性、随机森林、局部空间自相关等方法分析城市化和生态系统服务供需间的影响关系、敏感性与空间交互关系, 提出生态管理措施。研究发现: 2000—2018年间, 长三角地区城市化综合水平上涨133.33%; 各典型生态系统服务供需比均为正但均呈下降趋势, 平均下降幅度22.39%; 城市化对生态系统服务供需比具有显著的负向影响, 2000—2018年间, 影响强度平均上升82.34%; 食物生产对人口城市化敏感性较强, 碳储存和生境质量对经济城市化敏感性较强, 水源涵养和PM_{2.5}去除则对空间城市化敏感性较强; 城市化与生态系统服务供需比存在较大的空间错配性。由此建议将长三角地区划分为生态利用区、生态重构区、生态源地区和生态修复区, 并结合城市化和生态系统服务供需特征提出生态优化管理措施。

关键词: 长三角地区; 城市化; 生态系统服务供需; 生态分区

由于人类活动影响使自然生态系统受到了剧烈的干扰, 社会生态系统与自然生态系统相互融合形成人地耦合的社会—生态系统^[1]。为实现可持续发展的目标需要正确理解和处理社会系统与生态系统间的关系^[2]。生态系统服务作为连接生态系统结构、过程、功能、服务和社会系统需求与福祉的纽带^[3], 被认为是衡量社会—生态系统作用关系, 支持生态系统优化管理的一种重要工具^[4,5]。生态系统服务供给反映了生态系统生产能被人类利用的生态系统产品和服务的能力, 生态系统服务需求则反映了人类使用和消费生态系统产品与服务的诉求强度^[6]。生态系统服务供需共同构成了社会—生态系统中生态系统产品和服务由生态系统向社会系统流动的动态过程^[7,8]。通过生态系统服务供需研究能够有效帮助理解社会系统与生态系统间的相互作用关系, 为生态系统优化管理提供建议措施和决策依据^[9]。

城市化作为影响最为强烈的人类活动之一, 对社会系统和生态系统都会产生巨大的影响。一方面城市化会造成城建区的快速扩张, 从而通过改变土地利用影响生态系统的物质能量流动、水循环、碳循环等生态过程, 限制生态系统服务的供给^[10]。如Delphin等^[11]发现城建区扩张会挤压森林覆盖面积从而降低森林生态系统服务供给。Wang等^[12]发现城市化会影响生态过程, 从而减低调节类服务供给。赵雪雁等^[13]发现不透水面的增加会限制水源涵养供给。另一方面人口城市化与经济城市化发展会造成资源消耗和污染物排放增

收稿日期: 2021-07-05; 修订日期: 2021-10-31

基金项目: 美国国家地理空气与水资源保护基金 (GEFC29-16)

作者简介: 杨宜男 (1996-), 男, 福建宁德人, 硕士, 主要从事生态系统服务供需和权衡研究。

E-mail: ahuyoung@163.com

通讯作者: 王原 (1981-), 男, 安徽芜湖人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事自然保护地与生态系统服务研究。E-mail: oneyuan1216@gmail.com

多从而增加生态系统服务的需求^[14]。如Cao等^[15]发现人口城市化带来的城市人口聚集会增加对供给服务的消费需求。Deng等^[16]发现受城市化发展过程中能源消费量增加的影响碳储存服务需求量迅速增加。Liu等^[17]发现经济城市化的发展提高了居民生活水平,从而增加了对文化服务的需求。中国自改革开放以来城市化进程迅速,使得城市化与生态保护间产生了巨大的冲突矛盾问题,为了实现城市化与生态保护的协调可持续发展,必须更好地理解和处理城市化与生态系统服务供需间的关系^[2]。

城市化对生态系统影响关系的研究已成为热点问题^[18],但目前的研究主要探究城市化对生态系统服务供给的影响^[19,20],而较少从城市化对生态系统服务供需关系的影响角度进行详细分析^[2]。这些研究本质上是描述城市化进程中土地利用变化引发的生态系统服务供给变化特征,却忽略了从社会—生态系统整体考虑城市化造成的影响,城市化不仅会影响生态系统服务供给或需求,更会对供需关系产生深刻的影响。而既有的少部分关于城市化与生态系统服务供需的研究主要关注城市化背景下土地利用变化引发的生态系统服务供给和需求的变化^[21,22]以及空间匹配关系。如Xin等^[23]识别出城市化地区生态系统服务供需失衡区域。Chen等^[10]分析高度城市化区域的生态系统服务供需数量匹配情况。但是对城市化影响生态系统服务供需的作用机制研究还相对不足,且缺乏从城市化与生态系统服务供需关系角度出发提出促进二者协同发展的生态优化管理措施。

改革开放以来,长三角地区经历了快速城市化进程,扰乱了自然生态系统,影响了生态系统供需平衡关系。为推动长三角一体化高质量发展,实现《长江三角洲区域一体化发展规划纲要》中提出的“共同加强生态保护,推进环境协同防治”目标,有必要从区域尺度分析城市化对生态系统服务供需的影响,并针对二者间的作用关系提出促进可持续发展的对策建议。本文以长三角地区为例,选择食物生产、碳储存、水源涵养、PM_{2.5}去除和生境质量五个典型生态系统服务作为研究对象,定量评价城市化对生态系统服务供需关系的影响,并基于二者的空间交互关系提出生态分区管理对策。研究结果揭示了城市化对生态系统服务供需关系的影响,为长三角地区在快速城市化过程中协同人与自然可持续发展提供决策参考依据。

1 研究方法与数据来源

1.1 数据来源

以2000年和2018年为研究年份,所有数据均选此年份。首先基于ArcGIS 10.8将所有空间数据均统一至Krasovsky_1940_Albers投影坐标系。其次将长三角地区划分为1 km×1 km大小的格网,共计360061个格网,作为研究单元。最后将所有空间数据重采样为1 km×1 km大小的格网。数据来源参见表1。

1.2 研究方法

1.2.1 城市化综合水平

城市化是社会经济发展变化的一个过程,表现为农业人口转变为非农人口,城市人口规模增大;城镇用地向外扩张延展;经济结构非农化转变。基于城市化内涵选择人口城市化、经济城市化和空间城市化构建城市化综合水平,分别用人口密度、GDP密度和城建区比例进行量化^[2,12],并将三个指标通过标准化处理后进行等权重计算得到城市化综合水平^[20]。

表1 数据来源

Table 1 Data sources

数据	单位	空间分辨率	来源
土地利用	—	1 km × 1 km	中国科学院资源环境科学数据中心 (https://www.resdc.cn/data.aspx?DATAID=335)
NDVI	—	1 km × 1 km	
PM _{2.5} 浓度	g/m ³	0.01° × 0.01°	Atmospheric Composition Analysis Group (http://fizz.phys.dal.ca/~atmos/martin/?pageid=140#V4.CH.03)
年均降水量	mm/a	2.5' × 2.5'	WorldClim (https://worldclim.org/data/monthlywth.html)
年潜在蒸散发量	mm/a	0.5° × 0.5°	Climatic Research Unit Climatic Research Unit (https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/cru_ts_4.04/cruts.2004151855.v4.04/pet/)
人口密度	人/km ²	1 km × 1 km	WorldPop (https://www.worldpop.org/geodata/summary?id=131)
夜间灯光数据	—	1 km × 1 km	国家青藏高原科学数据中心 (http://data.tpdac.ac.cn/zh-hans/search_index/?q=人造夜间灯光)
第一、二、三产产值	万元	—	2001年和2019年上海、江苏、浙江和安徽的《统计年鉴》
各类食物产量	t	—	
能源消费总量	tce	—	
工业、生活、农业和生态用水量	t	—	2000年和2018年上海、江苏、浙江和安徽的《水资源公报》

其中GDP密度数据基于土地利用和夜间灯光数据进行反演。第一产业产值平均分配给耕地、林地、草地和水域。第二、三产业产值则在城建区土地利用类型上通过与夜间灯光数据构建拟合回归模型进行反演^[24]，拟合公式如下：

$$G_{ie} = -7 \times 10^{-19} x^3 + 5 \times 10^{-11} x^2 - 0.0003x + 738.86$$
$$R^2 = 0.7732$$

(1)

式中： G_{ie} 为*i*省拟合估算的栅格第二、三产业产值（万元）； x 为栅格夜间灯光值。使用各省份第二、三产业产值统计数据对拟合的栅格第二、三产业产值进行线性修正。

$$G_{ic} = G_{ie} \times \left(\frac{G_{is}}{G_{ie,all}} \right)$$

(2)

式中： G_{ic} 为*i*省线性修正后的栅格第二、三产业产值（万元）； G_{is} 为*i*省的第二、三产业产值统计总值（万元）； $G_{ie,all}$ 为*i*省的第二、三产业产值拟合估算总值（万元）。

城建区比例是基于土地利用数据核算栅格中城建区面积比例获得。

1.2.2 生态系统服务供需核算

在城市化背景下研究生态系统服务主要从供给功能、调节功能和支持功能角度考虑^[2,10,25]，因此选择食物生产、碳储存、水源涵养、PM_{2.5}去除和生境质量作为典型生态系统服务。其中食物生产作为居民生存必需品是人口城市化的重要需求被选为供给功能代表。在“碳达峰、碳中和”背景下城市化需要考虑碳排放问题，因此选择碳储存为调节功能代表。城市化过程中不透水表面扩张严重影响水源涵养供给，同时水资源也是城市化发展的必需品，故也选为调节功能代表。PM_{2.5}影响人类身体健康也是各城市重点治理的空气质量问题之一，因此将PM_{2.5}去除选为调节功能代表。生态保护的重要目的是维护生物多样性，提高生境质量水平，因此选择生境质量为支持功能代表。

(1) 食物生产服务

通过将各类食物重量转化为能量计算食物生产供给^[26]。

$$FS = \sum_{i=1}^i FS_i = \sum_{i=1}^i M_i \times N_i \quad (3)$$

式中: FS 为食物生产供给总量 (kcal); i 分别为粮食、肉类、蔬菜、奶类、水产品、油料; M_i 为 i 种食物的总产量 (t); N_i 为 i 种食物的单位能量 (kcal/t), 参考《中国食物成分表》^[27]。然后将粮食、油料和蔬菜能量平均分配给农田, 将肉类和奶类能量平均分配给草地, 将水产品能量平均分配给水域, 实现食物生产供给栅格化。

通过人均摄入能量标准核算食物生产需求量, 根据《中国食物与营养发展纲要(2014—2020年)》要求, 人均每日需摄入 2200~2300 kcal 能量, 本文取 2300 kcal 标准, 以一年 365 天计, 则人均年摄入能量标准 ($E_{standard}$) 为 839500 kcal。

$$FD = \sum_{i=1}^i POP_i \times E_{standard} \quad (4)$$

式中: FD 为食物生产服务需求总量 (kcal); POP_i 为第 i 个栅格的人口密度 (人/km²)。

(2) 碳储存服务

使用 InVEST 模型核算地上生物量、地下生物量、死亡有机物和土壤碳库中的固碳总量作为碳储存供给量^[28]。模型运行需输入土地利用数据和四大碳库的碳密度数据, 其中碳密度数据参考文献 [29-34]。

基于碳排放因子法核算碳储存需求量^[35]:

$$CD = CE = E \times NCV \times EF \quad (5)$$

式中: CD 为碳储存服务总需求量 (t); CE 为总碳排放量 (t); E 为能源消费量 (t, 以标准煤计); NCV 为能源净发热值 (TJ/t), 取 0.0209 TJ/t^[35]; EF 为碳排放因子 (t/TJ), 取 98.3 t/kJ^[35]。

栅格碳储存服务需求量参考潘竞虎等^[36]提出的夜间灯光数据与碳排放量的随机效益模型构建反演模型, 该模型 R^2 为 0.87。模型结构如下^[36]:

$$\ln C_f = 0.36 \ln x + 2.73 \quad (6)$$

式中: C_f 为反演的栅格碳排放量 (t); x 为夜间灯光值。基于能源消费量核算的实际碳排放总量 (CD) 对 C_f 进行修正:

$$C_m = C_f \times (CD/C_{f,all}) \quad (7)$$

式中: C_m 为修正后的碳排放量值 (t); $C_{f,all}$ 为所有栅格碳排放量反演拟合估算总值。

(3) 水源涵养服务

基于水量平衡方程计算水源涵养供给量^[37]:

$$WS = \sum_{i=1}^j [(P_i - R_i - ET_i)/1000] \times A_i \quad (8)$$

式中: WS 为水源涵养供给量 (t); P_i 为降水量 (mm); A_i 为第 i 种土地利用的面积 (m²); ET_i 为潜在蒸散发量 (mm); R_i 为地表径流量 (mm), 通过降水量与地表径流系数相乘计算得到, 地表径流系数参见文献 [38-40]。

水源涵养需求量 (WD) 为工业、生活、农业和生态用水总量, 通过将工业、生活、农业和生态用水量平均分配给其他建设用地、城镇用地与农村居民地用地、耕地用地、林地及草地用地得到栅格水源涵养需求量。

(4) PM_{2.5}去除服务

基于干沉降模型核算PM_{2.5}去除供给量^[41]:

$$PMS = \sum_{i=1}^m q_i \times D \quad (9)$$

$$q_i = F_i \times LAI_i \times T \times (1 - R_i) \quad (10)$$

式中: PMS 为年PM_{2.5}去除供给量 (g); q_i 为*i*种生态系统PM_{2.5}的日削减量 (g); i 分别为林地和草地植被生态系统; D 为年无降雨量日数 (天), 取231天; T 为时长 (h), 取每日时数24 h; R_i 为重悬浮率 (%), 参见文献 [41]; LAI_i 为叶表面积指数 (m²/m²), 基于林地^[41]与草地^[42]的NDVI值进行换算; F_i 为PM_{2.5}的干沉降通量 [g/(m² · h)]。其中干沉降通量 F_i 的计算公式如下^[41]:

$$F_i = V_i \times C_i \times 3600 \quad (11)$$

式中: V_i 为PM_{2.5}的沉降速率 (m/s), 参见文献 [41]; C_i 为地区PM_{2.5}浓度 (g/m³)。

PM_{2.5}去除需求量 (PMD) 等于研究区超出允许的PM_{2.5}浓度限度范围外的PM_{2.5}总量^[41]。计算公式如下^[41]:

$$PMD = H \times (C_i - C_s) \times A \times S / 1000000 \quad (12)$$

式中: PMD 为年PM_{2.5}去除需求量 (g/a); H 为混合层高度 (m), 参考肖玉等^[41]研究成果, 取697 m; C_i 为研究区PM_{2.5}浓度 (μg/m³); C_s 为允许的PM_{2.5}浓度限值, 参考环境空气质量标准 (GB 3095-2012), 取35 μg/m³; A 为研究区面积 (m²); S 为时长 (h), 以一年365天计为8760 h。

(5) 生境质量服务

借助InVEST模型核算生境质量供给 (HQS)。将城镇建设用地、农村居民点、耕地、工矿用地设置为威胁源, 威胁因子影响范围及权重数据参见文献 [43], 生境类型对威胁因子的敏感性参见文献 [43,44]。

参考Shi等^[25]学者的研究, 假设以研究区生境质量的平均水平为生境质量需求标准, 则栅格的生境质量服务需求量 (HQD) 为生境质量需求标准与栅格生境质量之差。计算公式如下^[25]:

$$HQD_{st} = \frac{\sum_{k=1}^M Q_x}{S} \quad (13)$$

$$HQD = \begin{cases} HQD_{st} - Q_x, & Q_x < HQD_{st} \\ 0 & Q_x \geq HQD_{st} \end{cases} \quad (14)$$

式中: HQD_{st} 为生境质量需求标准; Q_x 为栅格*x*生境质量供给指数; S 为研究区面积 (km²)。

1.2.3 生态系统服务供需比

生态系统服务供需比 ($ESDR$) 反映生态系统服务供需盈余、平衡或赤字情况。计算公式如下^[45]:

$$ESDR = \frac{S - D}{S + D} \quad (15)$$

式中: S 和 D 分别代表生态系统服务的供给和需求。 $ESDR$ 大于0为盈余; 小于0为赤字; 等于0为平衡。

1.2.4 双变量局部空间自相关

基于双变量局部空间自相关分析城市化与生态系统服务供需比之间的空间交互关系^[46]。模型基于GeoDa软件进行计算,城市化综合水平为 x 值,各典型生态系统服务供需比为 y 值,计算结果分为H-H(高城市化—高生态系统服务供需比)、L-L(低城市化—低生态系统服务供需比)、L-H(低城市化—高生态系统服务供需比)、H-L(高城市化—低生态系统服务供需比)、不显著五种类型。

1.2.5 随机森林

随机森林是一种基于决策树的算法,可用于分类和回归。基于随机森林回归探究生态系统服务供需对城市化的敏感性。敏感性代表了自变量对模型精度的贡献,用IncMSE值表示,可理解为自变量对模型的重要性。以生态系统服务供需比为因变量,以人口城市化、经济城市化和空间城市化指数为自变量,构建随机森林回归模型。相关分析过程在R 4.1.1软件中进行。

1.2.6 生态分区方法

将H-H、L-L、L-H、H-L空间类型分别设为生态利用区(保持既有的城市化与生态系统服务供需的高协调性,合理利用生态资源),生态重构区(在可持续发展基础上合理规划未来社会经济与生态保护协调发展),生态源地区(生态基础资源优越,作为生态源地实行严格保护),生态修复区(完善绿色基础设施,加强生态修复,提高生态质量)^[47]。

利用ArcGIS对五种生态系统服务空间类型进行叠加得到重要性等级地图。如生态利用区,某栅格若同时是五种生态系统服务的生态利用区则为生态利用五级重点区,以此类推。

基于重要性等级进行综合生态分区,针对重叠栅格首先考虑分区重要性等级,等级高的优先。等级相同的基于“生态保护优先、高城市化优先”原则进行排序,即首先同等条件下高生态系统服务供需比优先,其次同等条件下高城市化优先,因此得到生态分区重要性排序:生态利用区>生态源地区>生态修复区>生态重构区。基于此将四个生态分区范围进行叠加得到综合生态分区。

2 结果分析

2.1 城市化综合水平特征

长三角地区城市化综合水平具有明显的空间分异性(图1a、图1b),2018年上海、江苏、浙江和安徽平均城市化综合水平分别为0.29、0.10、0.05和0.04。安徽的大别山地区、皖南山区和浙江内陆山区受地理环境影响城市化综合水平相对较低。而上海市、江苏省大部、安徽省中北部以及浙江省杭州湾沿岸和富春江沿岸的综合城市化水平相对较高。

城市化综合水平变化方面(图1c),2000—2018年间是长三角地区城市化快速发展的阶段,平均城市化综合水平从0.03上涨至0.07,涨幅达到133.33%。其中浙江省增长速度最快,同比增长262.42%,城市化综合水平显著增长区域主要集中在杭州湾一线、富春江一线和东南沿海一线。上海市城市化综合水平基数较大,但仍同比增长185.17%。江苏省也同比增长161.36%,且城市化综合水平显著增长区域分布相对较为均匀。安徽省城市化综合水平同比增长69.12%,显著增长区域主要集中在合肥、皖北和长江流域的市区范围内。

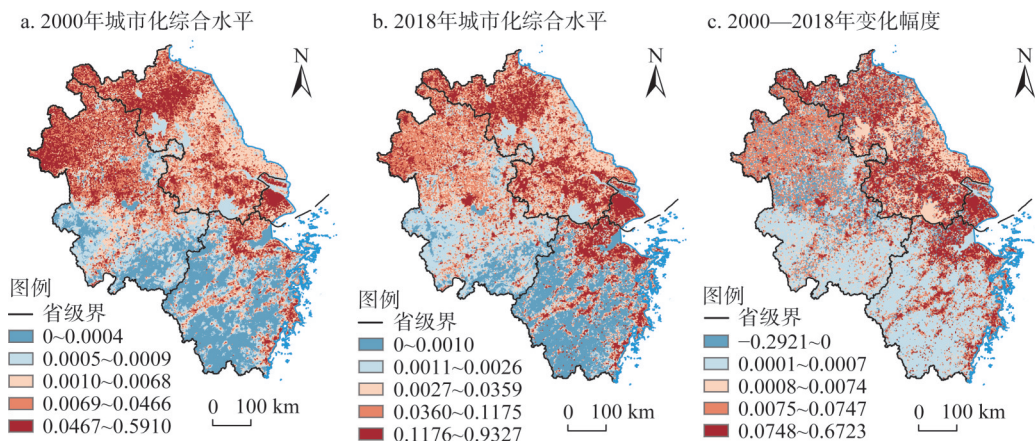


图1 城市化综合水平时空分布特征

Fig. 1 Spatial and temporal distribution characteristics of the integrated level of urbanization

2.2 生态系统服务供需特征

2.2.1 生态系统服务供需总体特征

总体而言, 2000年和2018年长三角地区五个典型生态系统服务总供给均满足总需求, 生态系统服务供需比呈盈余状态, 但在2000—2018年间生态系统服务供需比却均呈现明显的下降趋势。

参见图2, 2018年上海由于城建区快速扩展, 压缩了耕地和林地面积, 同时不透水面削弱了水源涵养能力, 造成食物生产(-0.60)、碳储存(-0.39)和水源涵养(-0.26)供需比出现较为严重的赤字。但由于对 $PM_{2.5}$ 的治理措施得当, 上海的 $PM_{2.5}$ 去除供需比盈余程度相对较高(0.38)。而生境质量供给虽大于需求, 但盈余程度相对较低(0.09)。江苏是重要的粮食产地, 其食物生产供需比盈余程度较高(0.37)。但受森林资源相对不足的影响, 其水源涵养(-0.16)和 $PM_{2.5}$ 去除(0.53)服务供需比均为赤字状态。而碳储存和生境质量供给虽能满足需求, 但是供需比盈余程度相对其余省份较低, 分别为0.40和0.12。浙江森林覆盖率高, 因此水源涵养(0.28)、 $PM_{2.5}$ 去除(0.98)和生境质量(0.68)供需盈余程度均居首位, 碳储存供需盈余程度也相对较高(0.76)。但由于耕地资源匮乏, 因此食物生产供需比为赤字(0.15)。安徽北部以平原地形为主, 耕地资源丰富, 南部以山地丘陵为主, 森林覆盖率高, 因此食物生产(0.51)、碳储存(0.84)、水源涵养(0.20)、 $PM_{2.5}$ 去除(0.17)和生境质量(0.42)的供需比均为盈余状态。

从2000—2018年间的生态系统服务供需变化来看, 快速城市化进程驱使上海生态系统服务供需比赤字化程度加深。江苏、浙江除 $PM_{2.5}$ 去除供需比呈现增长状态外, 其余生态系统服务供需比均呈现下降状态。在2012年中国将 $PM_{2.5}$ 浓度列入空气质量标准后, 各地区开始重视对 $PM_{2.5}$ 的治理工作, 使得 $PM_{2.5}$ 去除供需比朝盈余方向发展。但其余生态系统服务供需比受城市化的强烈影响均出现明显的赤字化趋势。安徽除 $PM_{2.5}$ 去除供需呈增长状态外, 其食物生产供需比也呈现增长状态。但受城市化影响安徽碳储存、水源涵养和生境质量供需比也均呈现明显的赤字化趋势。

2.2.2 生态系统服务供需时空演化特征分析

参见图3, 2018年食物生产与 $PM_{2.5}$ 去除供需比主要以赤字斑块为基底, 赤字区域面

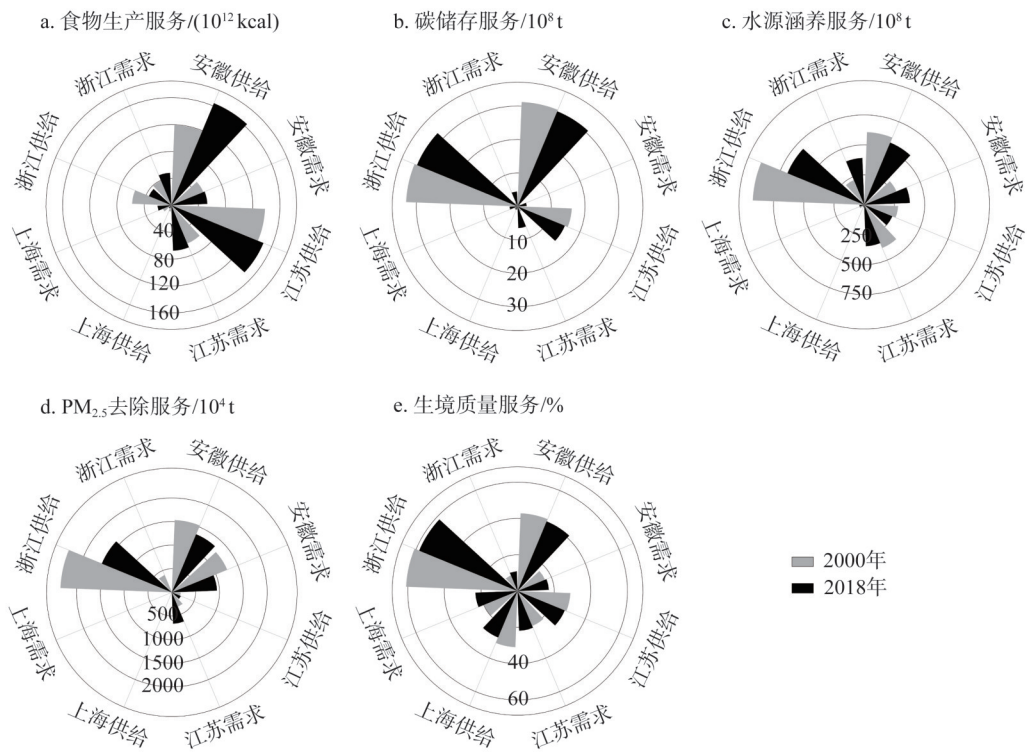


图2 生态系统服务供需情况南丁格尔玫瑰图

Fig. 2 Nightingale rose diagram of supply and demand of ecosystem services

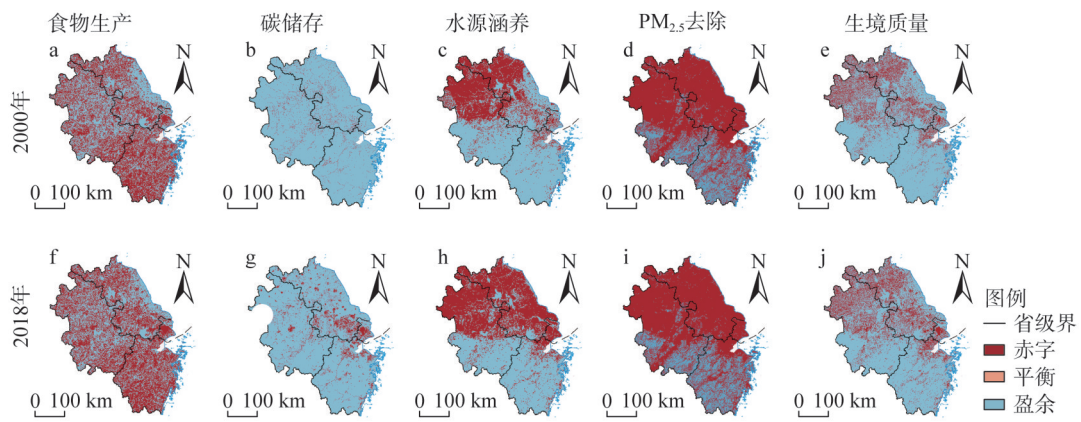


图3 生态系统服务供需比时空演化特征

Fig. 3 Spatiotemporal evolution characteristics of ESDR

积占比较大。其中食物生产赤字斑块分布较为均匀。PM_{2.5}去除赤字区域则主要分布于长江以北地区及杭州湾沿岸地区，该地区森林资源相对匮乏，对PM_{2.5}去除能力较弱。水源涵养、碳储存与生境质量供需比主要以赤字斑块为基质。其中水源涵养与生境质量赤字区域主要分布于长江以北地区及杭州湾沿岸地区。该地区是长三角地区主要的农业、工业等活动区域，人口密度也相对较大对水资源的需求较高，且因人为活动强度较高扰乱

了生境质量水平。碳储存赤字区域分布面积相对较小，且主要集中分布于城市建成区范围内。分省市情况来看，上海和江苏的生态系统服务供需赤字区域面积占比相对较大且赤字程度较高，而浙江除食物生产外其余生态系统服务供需的赤字区域面积占比均相对较低，赤字区域主要集中分布于市区范围。安徽赤字区域分布则具有明显空间分异，大别山区和皖南山区赤字区域面积占比相对较低而皖北地区相对较高。

2000—2018年间除PM_{2.5}供需比赤字区域面积占比从57.23%略微下降至57.07%外，其余典型生态系统服务供需比赤字区域面积占比均呈现增长趋势，其中碳储存虽赤字区域面积占比最小，但变化幅度最高，达到57.74%，其次分别为水源涵养（33.59%）、生境质量（16.25%）、食物生产（6.36%）。

2.3 城市化对生态系统服务供需的影响

采用Pearson相关性法逐栅格分析城市化对生态系统服务供需的影响关系，结果显示（表2）：总体而言，2000—2018年城市化与各生态系统服务供需间均具有显著的负向相关性。

表2 城市化与生态系统服务供需比相关系数

Table 2 Correlation coefficient between urbanization and ES/DR

年份	城市化指标	食物生产 ^a	碳储存	水源涵养	PM _{2.5} 去除	生境质量
2000年	城市化综合水平	-0.15**	-0.07**	-0.39**	-0.24**	-0.34**
	经济城市化	-0.28**	-0.05**	-0.39**	-0.09**	-0.25**
	人口城市化	-0.11**	-0.08**	-0.15**	-0.11**	-0.17**
	空间城市化	-0.12**	-0.06**	-0.36**	-0.24**	-0.32**
2018年	城市化综合水平	-0.32**	-0.23**	-0.53**	-0.27**	-0.41**
	经济城市化	-0.40**	-0.17**	-0.56**	-0.18**	-0.36**
	人口城市化	-0.13**	-0.13**	-0.16**	-0.10**	-0.18**
	空间城市化	-0.19**	-0.21**	-0.39**	-0.26**	-0.34**

注：**为 $p<0.01$ 。

2018年城市化综合水平对水源涵养的影响强度最大，其次分别为生境质量、食物生产、PM_{2.5}去除和碳储存。此外，经济城市化对食物生产、水源涵养和生境质量供需的影响较大，原因在于经济活动的发展需要消耗大量的食物、水源等资源，同时对生态环境的扰动也较高，影响了生境质量水平。空间城市化则对碳储存、PM_{2.5}去除供需的影响较大，因为造成碳排放与空气颗粒物排放的人类活动主要集中于城建区范围内。人口城市化相对经济城市化和空间城市化对生态系统服务供需的影响较小。

而随着城市化水平的提高城市化与各生态系统服务供需比的相关性也会随之增强。其中城市化对碳储存的影响强度在2000—2018年间上涨233.82%。而城市化对食物生产、水源涵养、生境质量和PM_{2.5}去除的影响强度也分别上涨了110.67%、35.46%、21.01%和10.74%。

2.4 生态系统服务供需对城市化的敏感性

随机森林回归结果显示（图4），2000年和2018年城市化因素对食物生产、碳储存、水源涵养和生境质量供需比的总体解释率均较高，Var explained值均超过60%且变化相对稳定，表明生态系统服务供需比受到城市化的密切影响。2000年城市化因素对PM_{2.5}去

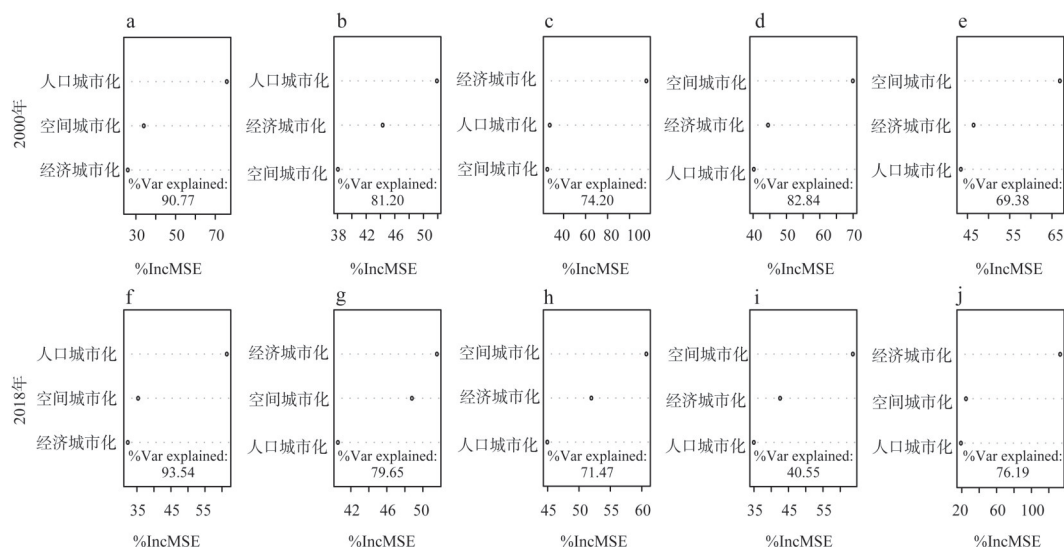


图4 生态系统服务供需比对城市化的敏感性

Fig. 4 Sensitivity of ESDR to urbanization

除供需的总体解释率较高, Var explained 值为 85.84%, 但到 2018 年 Var explained 值则下降至 40.55%, 主要原因在于 2000—2018 年间城市地区的 $PM_{2.5}$ 治理效果斐然, $PM_{2.5}$ 浓度趋于下降。

基于 IncMSE 重要性方法分析生态系统服务供需对城市化因素的敏感性。随着城市水平的提高, 食物生产与 $PM_{2.5}$ 去除供需对各城市化因素的敏感性变化相对较为稳定, 其中食物生产供需比对人口城市化的敏感性最高, 因为人口城市化扩大了城市人口规模, 也增加了食物生产需求。 $PM_{2.5}$ 去除供需比对空间城市化的敏感性最高, 因为空间城市化发展改变了土地利用结构, 降低了绿色植被覆盖面积, 从而削弱对 $PM_{2.5}$ 去除的供给能力。碳储存、水源涵养和生境质量供需比对各城市化因素的敏感性则均随城市化水平提高发生了明显的变化, 其中碳储存供需比对经济城市化和空间城市化因素的敏感性增强, 经济城市化的发展造成能源消费量的大幅增加产生了巨大碳储存需求从而影响了碳储存供需关系。水源涵养供需对空间城市化和经济城市化的敏感性增强, 空间城市化造成不透水表面迅速扩张严重限制了水源涵养功能的发挥。生境质量供需对经济城市化的敏感性增强, 经济城市化扩大了人类的活动范围, 对自然生态系统产生了强烈的扰动, 从而加剧了对生境质量供需关系的影响。

2.5 城市化与生态系统服务供需空间交互关系及优化

2.5.1 空间交互格局特征

参见图 5, L-H 和 H-L 空间错配型是长三角地区城市化与生态系统服务供需比的主要类型, 其中 L-H 空间错配型除食物生产外, 其余主要分布于安徽的大别山区、皖南山区和浙江内陆地区, 该地区受地形影响不适宜人类生存发展, 因此城市化综合水平较低, 并且森林资源较好使得生态系统服务供需盈余程度较高。水源涵养、 $PM_{2.5}$ 去除和生境质量的 H-L 空间错配型区域主要分布于长江以北及杭州湾沿岸地区, 食物生产和碳储存的 H-L 空间错配型面积相对较小呈零散斑块状分布于市区范围内。L-L 和 H-H 空间匹配型区

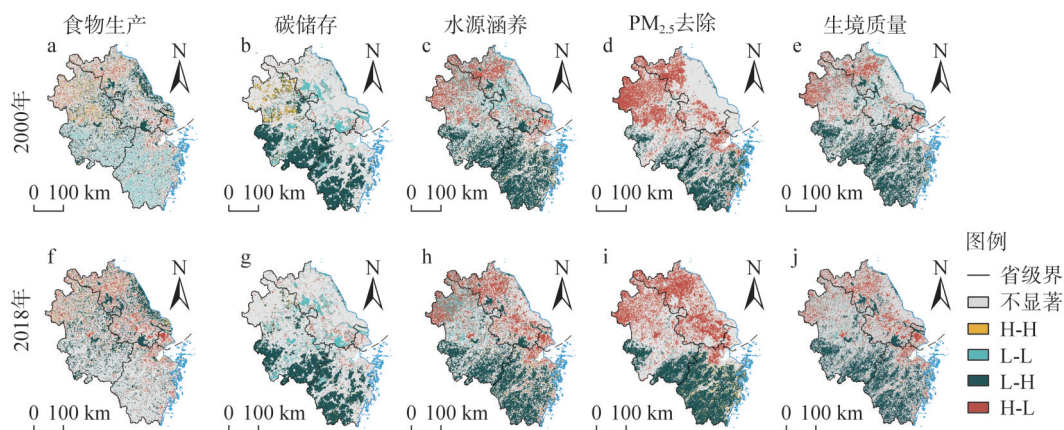


图5 城市化与生态系统服务供需比LISA图

Fig. 5 LISA map of urbanization and ESDR

域占比相对较低且分布较为零散, 主要以L-L低程度空间匹配类型为主, H-H高程度空间匹配类型分布面积较少。

从演化特征来看, 2000—2018年间城市化与各生态系统服务供需比间的H-L空间错配型区域面积占比均有较大幅度的增长, 而H-H与L-L空间匹配型区域面积占比则均呈现下降趋势。表明随着城市化发展, 长三角地区城市化与生态系统服务供需权衡关系会强化, 局部空间冲突矛盾问题也会加强, 而协调性则会减弱。

根据城市化与生态系统服务供需的空间交互格局特征提出优化措施: 首先, 为解决城市化与生态系统服务供需比间的空间错配问题, 需以生态系统服务高供给区为“源”、以生态系统服务高需求区为“汇”构建生态网络并优化生态廊道, 确保通过生态系统服务流实现生态系统服务供需调节和平衡。其次, 长三角各省市的主导空间交互关系存在较大差异, 上海以H-L类型为主, 应通过加强绿色基础设施建设和降低污染物排放改善生态系统服务供给促进生态修复。江苏大部分以H-L类型为主, 应以城市化与生态保护协同发展为目标, 通过退耕还林等生态修复措施提高生态系统服务供给。浙江主要以L-H类型为主, 应加强生态源地建设实行严格的生态保护, 同时努力探索生态利用模式, 实行生态产品价值转化。安徽皖西和皖南地区以L-H类型为主, 因此要加强生态源地保护, 而皖中和皖北地区以H-L类型为主, 因此要注重城市化与生态保护协同发展。最后, 由于生态系统服务供需空间错配问题随城市化发展愈趋严重, 因此一方面要合理控制城市化速度和规模, 促进高质量城市化发展。另一方面要加强自然保护地建设, 构建生态安全屏障, 同时在城市化区域促进绿色基础设施建设, 保证生态系统服务供给稳定。

2.5.2 生态分区管理

参见图6, 长三角地区生态源地面积最大, 覆盖栅格占比为48.00%, 其次分别为生态修复区、生态重构区和生态利用区, 覆盖栅格占比分别为24.29%、9.09%、4.73%。从空间分布的区域差异角度看, 上海主要以生态修复区为主。江苏除大型湖泊和沿海地区为生态源地外大多以生态修复区为主。浙江除杭州湾沿海、富春江沿岸和南部沿海地区为生态修复区外, 主要以生态源地为主。安徽生态分区较为复杂, 皖西和皖南地区主要以生态源地为主, 皖北和皖中的合肥等地主要以生态修复区为主, 皖中的大部分地区

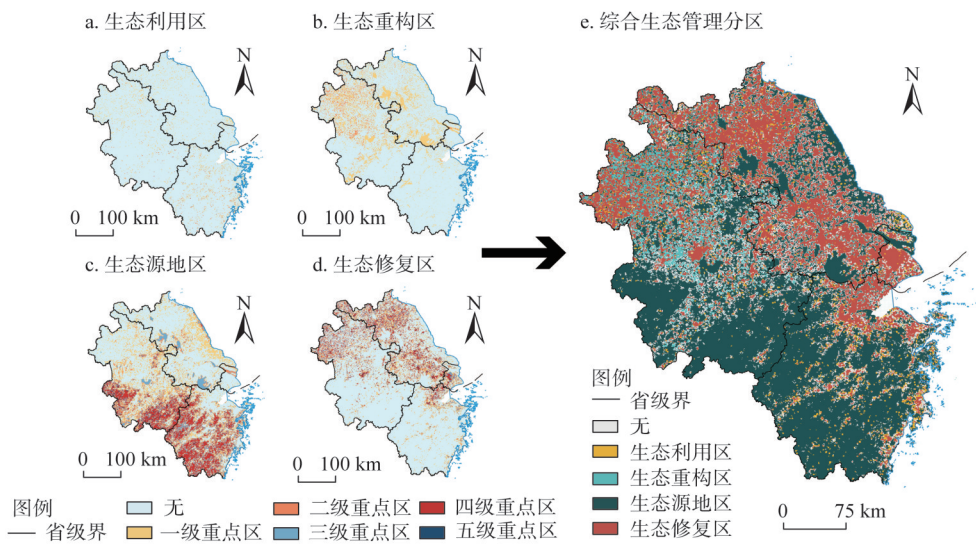


图6 长三角地区生态分区管理方案

Fig. 6 Ecological zoning management program in the Yangtze River Delta

以生态重构区为主。

针对不同生态分区应制定针对性生态治理策略：生态利用区可以在保证城市化与生态系统服务供需协调发展的基础上合理开发利用生态资源，满足城市化发展对生态系统产品和服务的需求，充分发挥经济与生态双重优势，挖掘生态系统的游憩、教育、康养等福祉。生态重构区应建立社会经济发展与生态保护的反馈机制，将社会经济发展的受益反馈给生态保护工程，确保生态环境质量得到有效提升。生态源地区作为长三角地区生态安全的屏障和生态系统服务供给的源地应实行严格的保护措施，通过建立自然保护区等措施加强生态源地保护，使之能够持续地为长三角地区输送生态系统产品和服务。生态修复区一方面要加强生态修复和绿色基础设施的建设完善，努力提高生态环境质量。另一方面要合理控制城市化进程，避免低水平低质量的城市化发展，应通过技术创新、产业升级转型等途径提高资源利用效率，降低污染物的排放。

3 结论与讨论

3.1 结论

本文基于长三角地区城市化与生态系统服务供需特征，探究了二者间的影响关系和作用机制，并基于空间交互关系提出了生态分区管理措施，得到以下结论：

(1) 2000—2018年间长三角地区城市化综合水平涨幅达到133.33%，其中上海综合城市化水平最高，其次分别为江苏、浙江和安徽。

(2) 长三角地区各生态系统服务供需总体呈现盈余状态，但2000—2018年间各生态系统服务供需比均出现明显的下降特征。除PM_{2.5}去除外其余生态系统服务供需赤字区域也呈扩张特征，城市化发展会导致生态系统服务供需趋于赤字化。

(3) 长三角地区城市化与生态系统服务供需比间存在显著的负相关性，并且随着城

市化水平提高长三角地区城市化与生态系统服务供需比间的权衡关系进一步强化。

(4) 各生态系统服务对城市化因素均具有较强的敏感性,其中食物生产对人口城市化敏感性较强,碳储存和生境质量对经济城市化敏感性较强,水源涵养和 $\text{PM}_{2.5}$ 去除则对空间城市化敏感性较强。

(5) 长三角地区城市化与生态系统服务供需比间具有显著的空间错配特征,且随城市化发展空间错配区域面积也趋于增大。

3.2 讨论

3.2.1 生态管理启示

长三角地区城市化的快速发展导致各典型生态系统服务供需比均呈现明显的下降趋势,但生态系统服务总供给仍能满足总需求,只是在空间上存在较大的供需不匹配状况,尤其是在城市化区域供需赤字问题严重。因此管理者要清晰地了解长三角地区的生态系统服务供需盈亏区域,将解决城市化区域供需赤字问题和促进区域间生态系统服务供需平衡作为生态管理重点工作,遏制生态系统服务供需比随城市化发展逐渐赤字化的趋势。为达成此目标,需要从长三角区域一体化角度出发制定生态管理措施:

(1) 根据生态系统服务供需对城市化的敏感性特征提出缓解两者权衡关系的建议:针对食物生产,要充分重视缓解城市化区域人口压力,坚守耕地红线确保粮食供需平衡,通过区域内部食物协调流动,确保长三角地区食物生产供需稳定。针对碳储存和生境质量,在经济城市化进程中要提高能源利用效率降低单位能耗,从而减少碳储存需求。同时通过合理限制经济活动对自然资源的索取和干扰,提高生境质量。针对水源涵养和 $\text{PM}_{2.5}$ 去除,则要合理控制空间城市化速度,通过划定城市建成区界限的方式确保其有序发展,维持自然生态系统面积,确保水源涵养和 $\text{PM}_{2.5}$ 去除功能的实现。

(2) 为了实现生态系统服务供需平衡可以通过增加生态系统服务供给或减少生态系统服务需求的方式,但是对于如上海等高度城市化区域却难以实现,一方面空间城市化的快速发展使其没有足够的可利用土地用来增加植被以提高生态系统服务供给,另一方面社会经济发展的需求也使其无法控制城市化规模。因此重点城市化区域的生态系统服务供需赤字问题的解决应该置于长三角区域一体化大格局中,根据长三角地区城市化与生态系统服务供需的空间交互格局划分不同类型的生态分区并明确其主导功能,通过区域功能互补以实现长三角地区整体的生态系统服务供需平衡。

(3) 打破行政区边界限制,实现区域间的生态系统协同治理,通过生态系统服务流动分析优化生态系统服务供需盈余区域和赤字区域间的生态廊道,构建长三角区域生态安全格局。一方面要借助自然保护地加强对重要生态源地的保护,另一方面要通过生态空间修复来提高生态网络的连通性,促进生态系统服务流动。

(4) 为了促进区域间的协同合作需要构建完善的生态补偿机制。生态保护工作需要持续性、大量的资金投入,从公平性角度出发,通过生态横向补偿一方面可以为生态保护工作提供资金来源,利于提高地方政府生态保护工作热情。另一方面通过生态补偿增加供需赤字区域生态成本,利于倒逼其促进产业升级转型,注意生态环境保护。

3.2.2 局限性与未来研究方向

与既有研究相比,本文着重加强了对城市化与生态系统服务供需间空间交互关系的研究,通过本文能够让管理者清晰了解到长三角地区生态系统服务供需的核心问题在于

城市化与生态系统服务供需比间存在严重的空间错配。需要通过生态分区的方式明确具体规划单元的功能定位,以保证治理措施实施的可行性。

本文也具有一定的局限性,需要在未来的研究中进一步完善:首先在模型参数选择上,因为文章重点分析整体空间格局,因此模型参数主要参考既有研究,与实地监测数据可能存在一定偏差。其次在需求量化上,部分生态系统服务需求(如生境质量等)缺乏明确的行业标准,仅以前人的研究为参考,因此具有一定的偏差。最后受数据可得性影响研究中选择的五种典型生态系统服务未包含文化功能,在未来的研究中应予以考虑。此外在未来的研究中要重点考虑协调城市化与生态系统服务供需发展的生态优化管理措施,除了本文已提出的生态分区管理措施外还要探究生态网络优化和生态系统服务流的问题。

参考文献(References):

- [1] OSTROM E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 2009, 325(5939): 419-422.
- [2] ZHANG Z M, PENG J, XU Z H, et al. Ecosystem services supply and demand response to urbanization: A case study of the Pearl River Delta, China. *Ecosystem Services*, 2021, 49(1): 101274, Doi: 10.1016/j.ecoser.2021.101274.
- [3] HAINES-YOUNG R, POTSCHIN M. *The Links between Biodiversity, Ecosystem Services and Human Well-being*. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.
- [4] GOLDSTEIN J H, CALDARONE G, DUARTE T K, et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(19): 7565-7570.
- [5] POTSCHIN-YOUNG M, HAINES-YOUNG R, GORG C, et al. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 2018, 29: 428-440.
- [6] 申嘉澍,李双成,梁泽,等.生态系统服务供需关系研究进展与趋势展望. *自然资源学报*, 2021, 36(8): 1909-1922. [SHEN J S, LI S C, LIANG Z, et al. Research progress and prospect for the relationships between ecosystem services supplies and demands. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(8): 1909-1922.]
- [7] BAGSTAD K J, JOHNSON G W, VOIGT B, et al. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, 2013, 4: 117-125.
- [8] FU B J, TAO T, LIU Y X, et al. New developments and perspectives in physical geography in China. *Chinese Geographical Science*, 2019, 29(3): 363-371.
- [9] 胡其玉,陈松林.基于生态系统服务供需的厦漳泉地区生态网络空间优化. *自然资源学报*, 2021, 36(2): 342-355. [HU Q Y, CHEN S L. Optimizing the ecological networks based on the supply and demand of ecosystem services in Xiamen-Zhangzhou-Quanzhou region. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(2): 342-355.]
- [10] CHEN J Y, JIANG B, BAI Y. Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimization. *Science of the Total Environment*, 2019, (50): 1426-1439.
- [11] DELPHIN S, ESCOBEDO F J, ABD-ELRAHMANA, et al. Urbanization as a land use change driver of forest ecosystem services. *Land Use Policy*, 2016, 54: 188-199.
- [12] WANG J L, ZHOU W Q, PICKETTSTA, et al. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. *Science of the Total Environment*, 2019, 662: 824-833.
- [13] 赵雪雁,杜昱璇,李花,等.黄河中游城镇化与生态系统服务耦合关系的时空变化. *自然资源学报*, 2021, 36(1): 131-147. [ZHAO X Y, DU Y X, LI H, et al. Spatio-temporal changes of the coupling relationship between urbanization and ecosystem services in the Middle Yellow River. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(1): 131-147.]
- [14] YAHDJIAN L, SALA O E, HAVSTAD K M. Rangeland ecosystem services: Shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology & the Environment*, 2016, 13: 1-8.
- [15] CAO T G, YI Y J, LIU H X, et al. The relationship between ecosystem service supply and demand in plain areas undergoing urbanization: A case study of China's Baiyangdian Basin. *Journal of Environment Management*, 2021, 289:

- 112492, Doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112492.
- [16] DENG C X, LIU J Y, LIU Y J, et al. Spatiotemporal dislocation of urbanization and ecological construction increased the ecosystem service supply and demand imbalance. *Journal of Environmental Management*, 2021, 288: 112478, Doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112478.
- [17] LIU Z H, HUANG Q D, YANG H Y. Supply-demand spatial patterns of park cultural services in megalopolis area of Shenzhen, China. *Ecological Indicators*, 2020, 121: 107066, Doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107066.
- [18] LARONDELLE N, HAASE D. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecological Indicators*, 2013, 29: 179-190.
- [19] KANG P, CHEN W, HOU Y, et al. Spatial-temporal risk assessment of urbanization impacts on ecosystem services based on pressure-status-response framework. *Scientific Reports*, 2019, (9): 1-11.
- [20] 欧阳晓, 朱翔, 贺清云. 城市化与生态系统服务的空间交互关系研究: 以长株潭城市群为例. *生态学报*, 2019, 39(20): 7502-7513. [OUYANG X, ZHU X, HE Q Y. Spatial interaction between urbanization and ecosystem services: A case study of Changsha Zhuzhou Xiangtan Urban Agglomeration. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7502-7513.]
- [21] SAUTER L, FELIX K, BOLLIGER J, et al. Changes in demand and supply of ecosystem services under scenarios of future land use in Vorarlberg. *Austria Journal of Mountain Science*, 2019, 16(12): 2793-2809.
- [22] LIU W, ZHAN J Y, ZHAO F, et al. Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: A case study of the Pearl River Delta Metropolitan region, China. *Ecological Indicators*, 2019, 98: 228-238.
- [23] XIN R H, SKOV-PEIERSEN H, ZENG J, et al. Identifying key areas of imbalanced supply and demand of ecosystem services at the urban agglomeration scale: A case study of the Fujian Delta in China. *Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148173, Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148173.
- [24] 韩向娣, 周艺, 王世新, 等. 基于夜间灯光和土地利用数据的GDP空间化. *遥感技术与应用*, 2012, 27(3): 396-405. [HAN X D, ZHOU Y, WANG S X, et al. Spatialization of GDP based on night light and land use data. *Remote Sensing Technology and Application*, 2012, 27(3): 396-405.]
- [25] SHI Y S, SHI D H, ZHOU L L, et al. Identification of ecosystem services supply and demand areas and simulation of ecosystem service flows in Shanghai. *Ecological Indicators*, 2020, 115: 1-14.
- [26] 李双成. 生态系统服务地理学. 北京: 科学出版社, 2014. [LI S C. *Ecosystem Services Geography*. Beijing: Science Press, 2014.]
- [27] 王光亚. 中国食物成分表. 北京: 北京大学医学出版社, 2009. [WANG G Y. *Chinese Food Composition Table*. Beijing: Peking University Medical Press, 2009.]
- [28] SHARP R, TALLIS H T, RICKETTS T, et al. InVEST 3.2.0 user's guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2014.
- [29] 李克让, 王绍强, 曹明奎. 中国植被和土壤碳贮量. *中国科学: D辑*, 2003, 33(1): 72-80. [LI K L, WANG S Q, CAO M K. Vegetation and soil carbon storage in China. *Science in China: Series D: Earth Sciences*, 2003, 33(1): 72-80.]
- [30] 黄从红, 杨军, 张文娟. 森林资源二类调查数据在生态系统服务评估模型InVEST中的应用. *林业资源管理*, 2014, (5): 126-131. [HUANG C H, YANG J, ZHANG W J. Application of second class forest resources survey data in the ecosystem services assessment model invest. *Forest Resources Management*, 2014, (5): 126-131.]
- [31] 解宪丽, 孙波, 周慧珍, 等. 中国土壤有机碳密度和储量的估算与空间分布分析. *土壤学报*, 2004, 41(1): 35-43. [XIE X L, SUN B, ZHOU H Z, et al. Estimation and spatial distribution of soil organic carbon density and storage in China. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(1): 35-43.]
- [32] 马钦彦, 陈遐林, 王娟. 中国北方主要森林类型含碳量的测定. *北京林业大学学报*, 2002, 24(56): 96-100. [MA Q Y, CHEN X L, WANG J. Determination of carbon content of main forest types in Northern China. *Journal of Beijing Forestry University*, 2002, 24(56): 96-100.]
- [33] 朱超. 1997—2006年中国城建区有机碳储量的估算. *应用生态学报*, 2012, 23(5): 1195-1202. [ZHU C. Estimation of organic carbon storage in urban construction areas of China from 1997 to 2006. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(5): 1195-1202.]
- [34] 彭怡, 王玉宽, 傅斌, 等. 汶川地震重灾区生态系统碳储存功能空间格局与地震破坏评估. *生态学报*, 2013, 33(3): 798-808. [PENG Y, WANG Y K, FU B, et al. Spatial pattern of ecosystem carbon storage function and earthquake dam-

- age assessment in Wenchuan earthquake stricken area. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(3): 798-808.]
- [35] IPCC. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [36] 潘竞虎, 张永年. 中国能源碳足迹时空格局演化及脱钩效应. *地理学报*, 2021, 76(1): 206-222. [PAN J H, ZHANG Y N. Spatiotemporal patterns of energy carbon footprint and decoupling effect in China. *Acta Geographica Sinica*, 2021, 76(1): 206-222.]
- [37] 龚诗涵, 肖洋, 郑华, 等. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. *生态学报*, 2017, 37(7): 2455-2462. [GONG S H, XIAO Y, ZHENG H, et al. Spatial characteristics and influencing factors of ecosystem water conservation in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(7): 2455-2462.]
- [38] 赵辉, 郭索彦, 解明曙, 等. 南方花岗岩红壤区不同土地利用类型坡地产流与侵蚀产沙研究. *水土保持通报*, 2008, 28(2): 6-10. [ZHAO H, GUO S Y, XIE M S, et al. Study on slope runoff and erosion sediment yield of different land use types in granite red soil region of South China. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2008, 28(2): 6-10.]
- [39] 李莹莹, 马晓双, 吴鹏海. 水源涵养量多源遥感反演及时空变化分析: 以黄山市为例. *甘肃农业大学学报*, 2020, 55(4): 104-111, 120. [LI Y Y, MA X S, WU P H. Multi source remote sensing inversion and spatiotemporal variation analysis of water conservation: A case study of Huangshan city. *Journal of Gansu Agricultural University*, 2020, 55(4): 104-111, 120.]
- [40] 权全, 罗纨, 沈冰, 等. 城市化土地利用对降雨径流的影响与调控. *水土保持学报*, 2013, 27(1): 46-50. [QUAN Q, LUO W, SHEN B, et al. Influence and regulation of urban land use on rainfall runoff. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(1): 46-50.]
- [41] 肖玉, 王硕, 李娜, 等. 北京城市绿地对大气PM_{2.5}的削减作用. *资源科学*, 2015, 37(6): 1149-1155. [XIAO Y, WANG S, LI N, et al. Reduction of PM_{2.5} by urban green space in Beijing. *Resources Science*, 2015, 37(6): 1149-1155.]
- [42] 夏天, 吴文斌, 周清波, 等. 冬小麦叶面积指数高光谱遥感反演方法对比. *农业工程学报*, 2013, 29(3): 139-147. [XIA T, WU W B, ZHOU Q B, et al. Comparison of winter wheat leaf area index retrieval methods based on Hyperspectral Remote Sensing. *Transactions of the CSAE*, 2013, 29(3): 139-147.]
- [43] 李胜鹏, 柳建玲, 林津, 等. 基于1980—2018年土地利用变化的福建省生境质量时空演变. *应用生态学报*, 2020, 31(12): 4080-4090. [LI S P, LIU J L, LIN J, et al. Spatiotemporal evolution of habitat quality in Fujian province based on land use change from 1980 to 2018. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(12): 4080-4090.]
- [44] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于InVEST模型的皖西大别山区生境质量时空演化及景观格局分析. *生态学报*, 2020, 40(9): 2895-2906. [HUANG M Y, YUE W Z, FENG S R, et al. Spatiotemporal evolution of habitat quality and landscape pattern in Dabie Mountains of Western Anhui province based on InVEST model. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(9): 2895-2906.]
- [45] 陈骏宇, 王慧敏, 刘钢, 等. “水—能—粮”视角下杭嘉湖区域生态系统服务供需测度及政策研究. *长江流域资源与环境*, 2019, 28(3): 542-553. [CHEN J Y, WANG H M, LIU G, et al. Measurement and policy research on supply and demand of ecosystem services in Hangjiahu region from the perspective of "water-energy-grain". *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, 28(3): 542-553.]
- [46] ANSELIN L, REY S J. *Modern Spatial Econometrics in Practice: A Guide to GeoDa, GeoDaSpace and PySAL*. Chicago: GeoDa Press, 2014.
- [47] 彭建, 杨珏, 谢盼, 等. 基于生态系统服务供需的广东省绿地生态网络建设分区. *生态学报*, 2017, 37(13): 4562-4572. [PENG J, YANG Y, XIE P, et al. Zoning for the construction of green space ecological networks in Guangdong province based on the supply and demand of ecosystem services. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(13): 4562-4572.]

Impact of urbanization on supply and demand of typical ecosystem services in Yangtze River Delta

YANG Yi-nan¹, LI Jing¹, WANG Li², WANG Zi-hao¹, YAO Chen-xin¹, WANG Yuan^{1,2}

(1. School of Geography and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu 241002, Anhui, China;

2. Neweco Design Co. Ltd., Shanghai 200433, China)

Abstract: The rapid urbanization process in the Yangtze River Delta has affected the balance between the supply and demand of ecosystem services. In order to realize the integrated and high-quality development of the Yangtze River Delta, it is necessary to explore the impact of urbanization on supply and demand of ecosystem services. Therefore, based on ecological model, Pearson correlation, random forest, local spatial autocorrelation and other methods, this paper analyzes the impact relationship, sensitivity and spatial interaction between urbanization and supply and demand of ecosystem services, and finally proposes ecological management measures. The study found that the comprehensive level of urbanization in the Yangtze River Delta increased by 133.33% from 2000 to 2018; *ESDR* is positive but shows a decreasing trend, with an average decline rate of 22.39%; urbanization has a significant negative impact on *ESDR*, with an average increase of 82.34% from 2000 to 2018; food production is more sensitive to population urbanization, carbon storage and habitat quality are more sensitive to economic urbanization, and water conservation and $PM_{2.5}$ removal are more sensitive to spatial urbanization. There is a large spatial mismatch between urbanization and *ESDR*. Therefore, it is suggested to divide the Yangtze River Delta into ecological utilization area, ecological reconstruction area, ecological source area and ecological restoration area, and proposes ecological optimization management measures according to the characteristics of urbanization and supply and demand of ecosystem service.

Keywords: Yangtze River Delta; urbanization; supply and demand of ecosystem services; ecological zoning