

“三生空间”视角下长三角城市群土地利用转型 生态环境效应时空分异及驱动力¹

董 冬^{1, 2}, 罗 毅¹, 顾康康^{1, 2} *

(1. 安徽建筑大学建筑与规划学院, 安徽 合肥 230022; 2. 安徽省国土空间规划与生态研究院, 安徽 合肥 230022)

【摘 要】: 以“长三角”城市群国土空间作为研究对象, 利用 1980、2000、2020 年遥感影像数据, 以生产、生活和生态功能作为切入点, 通过土地利用转移矩阵、生态环境质量指数等方法测度了 1980~2020 年“长三角”城市群土地利用转型模式、生态环境质量的时空分异特征, 并运用地理探测器模型探测该地区生态环境质量的驱动机制。结果表明: (1) 1980~2020 年“长三角”城市群“三生”空间分异显著。生产、生活用地集中分布于长江流域冲击平原区和东北部沿海一带, 其中生产用地整体呈缩减趋势, 生活用地快速增加并呈扩张态势; 生态用地主要分布于皖南和浙北丘陵山区和冲击平原地带。(2) “长三角”城市群生态环境质量在时间上经历了先减少再增加的“U”形演变过程, 2000 年生态环境质量最低; 在空间上呈“南高北低”的空间分布格局。形成了以盐城市、泰州市、南通市和上海市为中心的生态环境质量恶化区、长江流域的带状中等质量区和以杭州市为中心的浙北、皖南生态环境质量高质量区。(3) 土地开发强度(X₁₆)、政策重视程度(X₁₇)、社会固定资产投资(X₉)、单位面积粮食产量(X₁₀)、城市绿地面积(X₁₅)、碳排放量(X₁₃)和城镇化率(X₆)等因素是“长三角”城市群生态环境质量的主要影响因素。

【关键词】: 三生空间; 土地利用转型; 生态环境效应; 驱动机制; “长三角”城市群

【中图分类号】: TU982.2 **【文献标识码】**: A **【文章编号】**: 1004-8227(2023)08-1664-13

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202308010

随着工业化、城镇化进程的快速推进, 引发了城市土地利用的深刻转型和空间重构[1], 加速了地表环境的破坏, 导致了土地资源利用效率降低、生态系统破坏、土壤和水质恶化、大气污染等一系列生态和环境问题[2]。土地利用转型是一个长期的过程, 其主要指土地利用结构的改变, 这种转型是由于经济和社会发展的需求而引起的, 通常会随着时间的推移以及经济和社会的发展而发生变化[3]。该概念的提出和引入引发广泛的学术热议, 主要涉及土地利用转型的相关理论体系[4,5]、潜力评价与研究框架[6,7]、转型驱动机制[8,9]、城乡土地发展[10,11,12]等方面。现有研究表明, 土地利用转型是生态环境变化的重要影响因素[13], 其改变不仅能对地区的气候环境、水环境等[14,15]因素产生影响, 同时还直接影响了地区的生态系统服务功能价值[16,17,18], 继而引发复杂多变的生态环境效应。准确把控土地利用转型的生态环境变化, 有利于促进社会经济与生态环境耦合协同与持续发展。

¹ 收稿日期: 2022-10-09; 修回日期: 2023-03-30

基金项目: 安徽省自然科学基金(2008085QC132); 安徽省高等学校科学研究重点项目(2022AH050244); 安徽省哲学社会科学规划项目(AHSKQ2020D16); 安徽建筑大学科研项目(2020QDZ26、2021-108、2020-RK12)

作者简介: 董冬(1985~), 男, 副教授, 主要研究方向为区域生态与发展研究. E-mail: hfdongdong@163.com

* 通讯作者 E-mail: kangkanggu@163.com

展，因此土地利用转型的生态环境效应逐步成为研究热点[19]。

学者们从不同的角度并利用各种方法对土地利用转型的生态环境效应进行了研究，这是当前国内外的研究热点之一。总体上看，研究的重点从区域气候、碳环境、水环境与生物多样性等单要素逐步扩展到区域整体生态环境效应[20,21,22]。研究的范围不断扩大，逐渐从单一城市扩展到省域、地区和城市群区域[23,24,25,26]。城市群土地快速扩张引起的土地利用变化显著影响了区域的生态和环境。因此，研究城市群土地利用转型对生态环境的影响至关重要。研究的视角逐渐从基于地理学视角以 LUCC 分类作为出发点的探索，转变为与国土空间规划更加契合的，以“生产—生活—生态”相协调的“三生空间”为切入点[27,28]。土地利用转型是一个动态的过程，在区域经济社会转型的不同阶段，均涉及到土地资源在生产、生活和生态三方面功能的数量和空间再配比和再配置[29]。因此，将“三生”空间的演化与土地利用转型相结合，是研究区域土地利用转型生态效应的重要切入点。这种方法可以更全面地考虑土地利用转型对生态环境的影响。研究方法已从通过直接测量生物量的方法(如归一化植被指数、遥感生态指数等)转变为采用综合定量测度方法[30,31](如生态系统服务价值模型、生态环境质量指数等)[32,33]来表征区域生态环境质量水平。其中，生态环境质量指数(Eco- environmental Quality Index)能基于土地类型特征并就其产生的生态影响和环境扰动进行综合性、差异化赋值，以此反馈土地转型产生的生态环境总体影响，因此在相关研究中应用最为广泛。土地利用转型促进生态环境效应改变的驱动机制是近期研究的热点，现有研究主要采用主成分分析法、因子分析法和偏最小二乘法等方法进行测度[34,35]，但各影响因子之间的交互影响研究较少。

基于此，本研究以“长三角”城市群国土空间为研究对象，通过土地利用转移矩阵、生态环境质量指数和地理探测器等方法测度城市土地利用转型对城市生态环境的影响及其时空变化和关键驱动因素。“长三角”城市群是我国三大城市群之一，在区域规划实施和城镇化进程的推动下，其土地利用格局也发生了重大变化。自“十九大”以来，国家提出了推进“长三角”高质量一体化发展的目标。随着经济社会的快速发展和城市建设的不断完善，“长三角”城市群面临城市快速发展与生态环境间的矛盾日益突出[36]。因此，衡量和评价“长三角”城市群土地利用转型对生态环境的影响具有重要的理论和现实意义，可以帮助协调城市土地利用转型与生态环境之间的关系。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

长江三角洲城市群(28° 00′ N~34° 34′ N, 115° 46′ E~123° 25′ E)位于中国东部的长江下游地区。长江三角洲城市群属于亚热带季风气候区，气候温和，降水充沛。该地区的北部是“长三角”冲积平原，南部则以丘陵和山脉为主，境内水系、湖泊众多，动植物资源丰富。作为我国三大城市群之一，长三角城市群包括 26 个地级市，涵盖上海、江苏、浙江、安徽等省市，总面积达 21.17 万 km²。近年来，随着《长江三角洲城市群发展规划》的实施，该地区成为中国最发达的地区之一，城镇化程度和速度都非常高，年 GDP 总额占中国经济总量的 20%。然而，经济发展的同时也带来了土地利用格局的重大变化。由于人类活动，该地区和流域环境污染问题较为突出，生态环境保护问题亟待解决。因此，测度和评价“长三角”城市群土地利用转型对生态环境的影响，有助于协调城市土地利用转型与生态环境的关系，有利于促进“长三角”城市群可持续发展和生态文明建设。

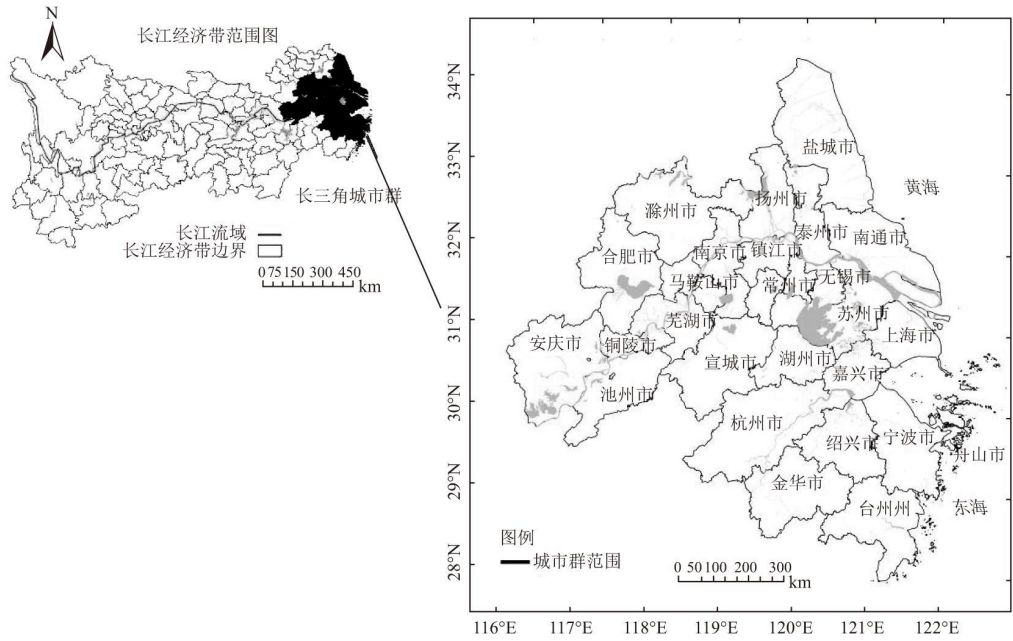


图 1 长江三角洲城市群范围

1.2 数据来源及处理

“长三角”城市群的土地利用/覆盖数据是利用 Landsat TM/ETM/OLI 分辨率为 $30\text{ m} \times 30\text{ m}$ 的遥感影像，并采用全数字化人机交互遥感快速提取方法进行处理，经过人工目视解译将其划分为 13 级分类土地覆盖数据产品[37]。“长三角”城市群的经济社会数据来源于上海、浙江、江苏、安徽等省市的统计年鉴和相关部门统计公报等。通过分析土地资源在不同功能之间的数量变化和空间结构演变的动态过程，可以反映该地区经济社会发展的不同阶段。为此，该研究基于新时期的国土空间规划与治理体系，构建了长三角城市群的生产、生活和生态空间的土地利用分类体系，并对每种土地利用类型进行了赋值(表 1)。

表 1 “长三角”城市群“三生”空间分类及生态环境质量指数

“三生”空间土地利用分类		生态环境质量指数
一级分类	二级分类	
生产用地	农业生产用地	水田、旱地
	工业生产用地	工矿、交通建设用地
		0.275
		0.150

生活用地	城镇生活用地	城镇用地	0.200
	农村生活用地	农村居民点	0.200
生态用地	林地生态用地	疏林地、灌木林地、有林地、其他林地	0.613
	牧草生态用地	低覆盖度草地、中覆盖度草地、高覆盖度草地	0.467
	水域生态用地	河渠、湖泊、水库坑塘、滩涂、滩地、海洋	0.550
	其他生态用地	沼泽地、裸岩石砾地、戈壁、沙地、滩地、盐碱地、裸土地、高寒荒漠	0.118

1.3 研究方法

该研究采用土地利用转移矩阵模型，分析了1980~2020年“长三角”城市群土地利用转移面积和占比，并探讨了“三生”空间演变特征。同时，从生态角度出发，计算了生态环境质量指数和生态贡献率，以评估“长三角”城市群土地利用转型对生态环境的影响。

1.3.1 土地利用转移矩阵模型

“长三角”城市群是中国经济最为繁荣、城镇化程度最高、速度最快的地区，在经济社会迅速发展的同时，土地利用格局也发生了重大变化。因此，利用土地利用转移矩阵可以定量描述“长三角”城市群土地利用现状、转移关系及“三生”空间演变特征，可以准确描述“长三角”城市群土地利用转移结构特征和转移方向[38]。公式如下：

$$S = S_{ij} = \begin{bmatrix} S_{11} & S_{12} & S_{13} & S_{1n} \\ S_{21} & S_{22} & S_{23} & S_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ S_{n1} & S_{n2} & S_{n3} & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

式中：S 代表“长三角”城市群土地利用总面积；n 表示“长三角”城市群的土地利用类型数量；i 和 j 分别代表研究期间的土地利用类型。

1.3.2 生态环境质量指数

本文使用经验公式确定格网大小，以获得最优研究尺寸[39],采用 2 km×2 km 的正方形进行等间距采样，生成近 5.39 万个样区。生态环境质量指数是通过综合考虑区域内各种土地利用类型所具有的生态环境质量和其面积比例来进行定量表征的，该指数可以用来描述某一区域内生态环境质量的总体状况[40]。因此，将 1980、2000 和 2020 年的土地利用矢量图与“长三角”城市群进行空间连接，定量表征“长三角”城市群土地利用转型的生态质量效应。公式如下：

$$EV_t = \sum_{i=1}^n C_i \times LU_{ki} / TA \quad (2)$$

式中：EV_t 代表第 t 个时间段的“长三角”城市群生态环境质量指数；C_i 代表“长三角”城市群“三生”空间分类系统中第 i 种土地利用类型的生态环境质量指数；n 代表土地利用类型的总数；LU_{ki} 代表第 t 时期 i 的面积；TA 为“长三角”城市群总面积。

1.3.3 土地利用转型生态贡献率

土地利用转型生态贡献率是指某种土地利用类型的变化对区域生态环境质量的影响程度，用于衡量土地利用之间的相互转换对生态环境的影响。该指标可以通过计算不同土地利用类型的生态环境质量指数的变化量来确定，反映了不同土地利用类型转换对生态环境质量的贡献程度[41]。研究“三生”空间分类体系中某一种土地利用类型发生变化时所导致“长三角”城市群的生态环境质量改变的贡献率，可以直观体现对生态环境的改善与恶化效应。公式如下：

$$LEI = (LE_{t+1} - LE_t) LA / TA \quad (3)$$

式中：LEI 为生态贡献率；LE_t 和 LE_{t+1} 分别为土地利用变化期间该类型的生态环境质量指数；LA 为某一土地利用类型变化的面积；TA 为“长三角”城市群总面积。

1.3.4 地理探测器模型

地理探测器模型是用来探测地理因素的时空异质性，并揭示影响驱动因子的一种统计方法[42]。运用地理探测器模型计算各影响因素 X 对“长三角”城市群生态环境质量 Y 的因子贡献力 q 值，q 的取值在[0,1]之间，q 值越大，说明 X 指标对 Y 的影响力越大。公式如下：

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

式中：h 为自变量 X 的在各个区域的样本个数；N_h 为区域采样单元数；N 为“长三角”城市群的全部样本单元数；在长三

角城市群中，生态环境质量的方差被表示为 σ^2 ，而次一级区域的方差则表示为 σ^2_{h2} 。

2 结果与分析

2.1 土地利用转型分析

2.1.1 土地利用变化时空格局

基于“三生”空间土地利用分类体系，分析“长三角”城市群“三生”时间演变和空间分布特征(图 2、表 2)。结果表明：“长三角”城市群生活用地主要集中分布于长江流域并呈持续扩张态势，1980~2020 年间面积增加了 14 597.31 km²；生产用地占比最大，主要分布于长江以北地带且整体呈缩减趋势，研究期间减少了 15 120.67 km²，生态用地基本稳定。

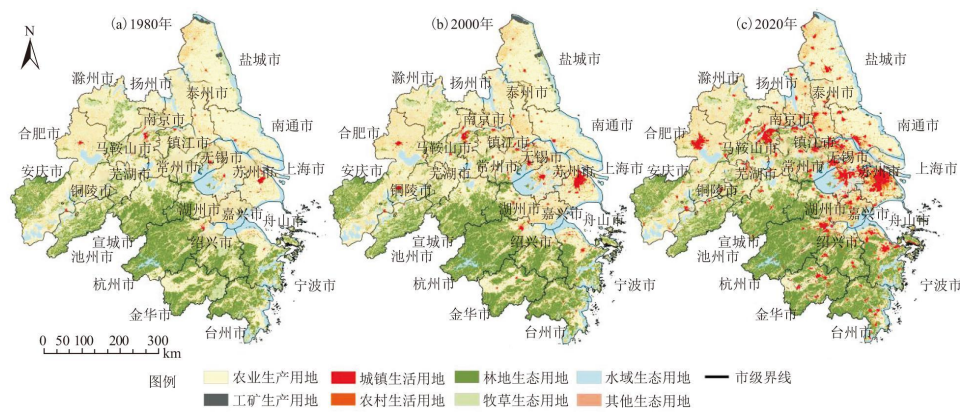


图 2 1980~2020 年“长三角”城市群“三生”空间类型分布图

从二级分类用地空间分布看，农业生产用地、林地生态用地和水域生态用地面积最大、分布最为广泛。农业生产用地主要位于“长三角”城市群北部的长江流域冲积平原区；林地生态用地主要分布于安徽南部丘陵山区地带；水域生态用地主要分布于长江、巢湖、太湖内陆水域及部分海域。从二级用地分类变化来看，1980~2020 年期间，快速增长的用地类型包括城镇生活用地、农村生活用地、工矿生产用地和林地生态用地，分别增加了 9 487.4、5 109.9、2 849.48 和 2 114.46 km²。农业生产用地和牧草生态用地则分别减少了 17 970.15 和 2 444.74 km²。综合来看，“长三角”城市群土地利用结构变化受国家宏观政策、区域开发战略和生态保护工程等影响显著。改革开放以来，“长三角”城市群经济社会、产业和城市用地规模迅速发展，城乡生活用地规模明显扩张，生产用地规模明显减少；随着生态文明理念的提出，“长三角”城市群提出了新安江流域生态补偿制度、长江禁捕等一系列环境保护政策，使得各个生态用地面积有所增加。

表 2 “长三角”城市群“三生”空间面积变化统计表

一级分类	二级分类	面积(km ²)			变化面积(km ²)		动态度(%)	
		1980	2000	2020	S80-00	S00-20	K80-00	K00-20

生产空间	农业生产用地	115 943.98	110 798.56	97 973.83	-5 145.42	-12 824.73	-4.44%	-11.57%
	工矿生产用地	802.52	1 340.43	3 652.00	537.92	2 311.56	67.03%	172.45%
	总计	116 746.50	112 138.99	101 625.83	-4 607.50	-10 513.16	-3.95%	-9.38%
生活空间	城镇生活用地	2 327.83	4 260.34	11 815.23	1 932.51	7 554.89	83.02%	177.33%
	农村生活用地	8 681.96	10 772.95	13 791.86	2 091.00	3 018.91	24.08%	28.02%
	总计	11 009.79	15 033.29	25 607.09	4 023.51	10 573.80	36.54%	70.34%
生态空间	林地生态用地	55 089.67	57 685.40	57 204.13	2 595.73	-481.27	4.71%	-0.83%
	牧草生态用地	9 810.44	7 916.45	7 365.70	-1 893.99	-550.75	-19.31%	-6.96%
	水域生态用	18 527.49	18 416.26	18 418.94	-111.24	2.68	-0.60%	0.01%

	地							
	其他生态用地	49.24	35.12	1.34	-14.13	-33.78	-28.69%	-96.19%
	总计	83 476.84	84 053.22	82 990.10	576.38	-1 063.12	0.69%	-1.26%

2.1.2 土地利用转型模式分析

基于公式(1)构造“长三角”城市群土地利用转移矩阵(表 3、表 4)。结果表明：1980~2000 年，农业生产用地面积增加主要是对水域、林地和牧草生态用地的占用，表明“长三角”城市群水网密布，在此期间侵占滩涂、滩地和湖泊等以发展农业生产的情况较为严重。城镇和农村生活用地的扩大主要是通过农业生产用地转化而来的，这反映出为了满足人口和经济的快速发展，侵占耕地的现象相当严重。林地生态用地的增加主要来自于耕地和草地生态用地的转化，表明该地区在实施退耕还林措施上取得了较好的成效。其他生态用地规模较小，主要转型为林地和牧场生态用地。2000~2020 年期间，农业生产用地不断减少，主要转变为生活用地、工矿生产用地、林地和水生态用地。表明经过改革开放 40 年的发展，“长三角”城市群工业化、城市化进程加快，城乡生活用地和工矿生产用地的规模迅速扩张；同时得益于生态文明理念的提出，“长三角”城市群实行了退耕还林还草还湖等政策，林地、牧草和水域生态用地持续增加。受自然环境基础、社会经济发展特点、政策调控和快速城镇化等因素的影响，区域土地利用逐渐由对立与冲突转向优化、重组与协调发展。

表 3 1980~2000 年“长三角”城市群土地利用转移矩阵(km²)

1980	2000								
	农业生产用地	工矿生产用地	城镇生活用地	农村生活用地	林地生态用地	牧草生态用地	水域生态用地	其他生态用地	总计
农业生产用地	109 857.33	197.37	1 886.52	2 062.28	1 041.80	31.02	863.20	0.60	115 940.11
工矿生产	6.12	760.64	5.99	10.05	10.67	0.91	8.13	0.00	802.50

产用地									
城镇生活用地	1.39	0.02	2 326.19	0.04	0.13	0.00	0.06	0.00	2 327.82
农村生活用地	7.96	0.06	19.14	8 653.44	0.61	0.09	0.30	0.00	8 681.60
林地生态用地	165.40	30.93	13.26	30.27	54 492.74	338.12	9.71	4.41	55 084.84
牧草生态用地	167.49	92.71	1.22	4.55	2 056.64	7 350.33	134.06	0.56	9 807.57
水域生态用地	589.00	258.65	8.00	11.98	58.86	190.47	17 396.18	2.53	18 515.69
其他生态用地	0.16	0.01	0.00	0.00	18.81	3.24	0.00	27.00	49.24
总计	110 794.85	1 340.40	4 260.31	10 772.61	57 680.26	7 914.19	18 411.65	35.10	211 209.37

表 4 2000~2020 年“长三角”城市群土地利用转移矩阵(km²)

2000	2020								
	农业生产用地	工矿生产用地	城镇生活用地	农村生活用地	林地生态用地	牧草生态用地	水域生态用地	其他生态用地	总计
农业生产用地	95 329.54	2 004.91	3 964.21	3 458.59	1 038.09	104.41	1 051.11	15.28	106 966.13
工矿生产用地	318.00	412.95	109.15	46.82	38.64	23.49	527.97	0.29	1 477.30
城镇生活用地	2 283.29	88.97	3 987.31	560.52	50.10	5.94	120.54	0.24	7 096.91
农村生活用地	1 529.50	53.31	665.59	8 917.75	40.31	7.28	68.45	2.52	11 284.72
林地生态用地	788.13	391.05	142.91	142.00	55 731.46	202.68	80.36	7.07	57 485.65
牧草生态用地	233.75	78.57	24.77	28.24	160.31	6 776.88	422.89	4.61	7 730.02

水 域 生 态 用 地	1 159.31	313.38	71.78	92.46	47.40	122.43	15 672.36	95.22	17 574.36
其 他 生 态 用 地	19.36	9.63	2.91	2.19	32.75	1.26	2.90	25.37	96.36
总计	101 660.89	3 352.76	8 968.63	13 248.58	57 139.04	7 244.37	17 946.57	150.61	209 711.46

2.2 生态环境效应的时空分异特征

2.2.1 生态环境质量时序变化特征

对 1980~2020 年“长三角”城市群生态环境质量指数进行测算，结果如图 3 所示。1980~2000 年“长三角”城市群生态环境质量指数从 1980 年的 0.305 降至 2000 年的 0.232,年平均下降 0.37%。说明“长三角”城市群的区域生态环境质量指数在该阶段下降明显，生态环境质量出现了恶化。2000~2020 年，“长三角”城市群生态环境质量指数从 2000 年的 0.232 上升至 2020 年的 0.317,说明随着中部崛起战略和“长三角”一体化战略的实施以及生态文明理念的提出，生态环境质量明显改善。

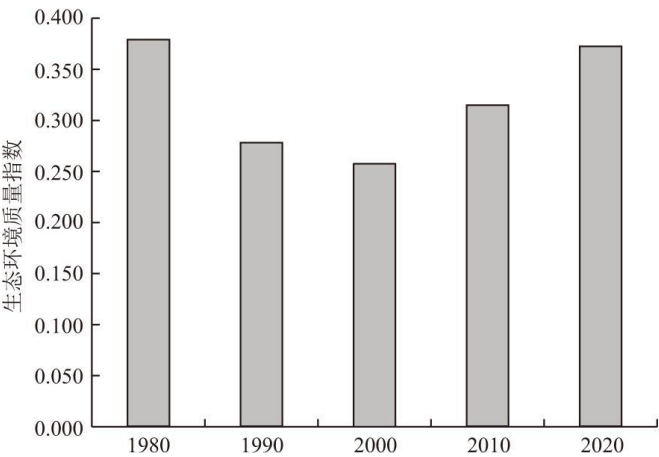


图 3 1980~2020 年“长三角”城市群 生态环境质量指数变化

表 5 显示了“长三角”城市群土地利用转型的生态贡献率计算结果。从结果可以看出，1980~2000 年，农业生产用地、林地生态用地和水域生态用地遭到大规模侵占，导致城市、农村生活用地和工矿生产用地的增加，这是造成“长三角”城市群生态环境质量恶化的主要原因。而 2000~2020 年期间，“长三角”城市群的生态环境质量出现了同时恶化和改善的情况。城乡生活用地、工矿生产用地、林地生态用地和农业生产用地相互转化，其中导致生态环境质量改善的土地利用转型贡献率为 31.87%，

明显高于导致生态环境质量恶化的土地利用转型贡献率的 24.67%,这种土地利用结构变化也对生态环境质量造成了重大的影响。

表 5 影响生态环境质量的主要用地转型及贡献率

土地利用转型模式		1980~2000 年	2000~2020 年
导致生态环境质量改善	水域—林地	0.04%	0.11%
	城镇—农业	0.00%	5.39%
	城镇—林地	0.00%	5.13%
	城镇—水域	0.00%	0.11%
	农村—农业	0.02%	5.70%
	农村—林地	0.00%	8.10%
	工矿—农业	0.02%	0.75%
	工矿—林地	0.02%	6.10%
	工矿—水域	0.00%	0.48%

导致 生态 环境 质量 恶化	农业—城镇	5.30%	9.72%
	农业—农村	5.79%	8.46%
	农业—工矿	0.56%	5.30%
	林地—城镇	0.03%	0.19%
	林地—农村	0.07%	0.35%
	林地—工矿	0.08%	0.61%
	水域—工矿	0.22%	0.04%

2.2.2 生态环境质量空间分布特征

基于 ArcGIS 软件, 将 1980、2000、2020 年“长三角”城市群生态环境质量进行可视化表达, 并采用 SPSS 软件对“长三角”城市群的生态环境指数进行了聚类, 在确定研究单元的基础上, 进行了进一步的分析, 得到了各个生态环境质量等级的网格的数量及面积(表 6)。因此, 将研究区的 26 个行政单位划分为 5 个生态质量等级(图 4 和图 5)。结果显示: “长三角”城市群生态环境质量整体呈“南高北低”的空间分布格局。形成了以盐城市、泰州市、南通市和上海市为中心的生态环境质量恶化区、长江流域的带状中等质量区和以杭州市为中心的浙北、皖南生态环境质量高质量区。

表 6 “长三角”城市群生态环境质量分级标准及面积比重

生态环境质量	阈值区间	1980		2000		2020	
		网格数量(个)	总面积(km2)	网格数量(个)	总面积(km2)	网格数量(个)	总面积(km2)
低质量区	0~0.28	1 151	4 602.74	31 812	127 313.74	5 616	22 445.18
较低质量区	0.28 ~ 0.31	7 929	31 676.74	12 295	49 175.96	5 459	21 817.37
中质量区	0.31 ~ 0.39	6 778	82 549.04	9 879	39 497.63	1 457	5 834.52
较高质量区	0.39 ~ 0.42	0	0	0	0	17 164	68 731.45
高质量区	0.42~1	38 128	98 768.24	0	0	24 290	97 158.81

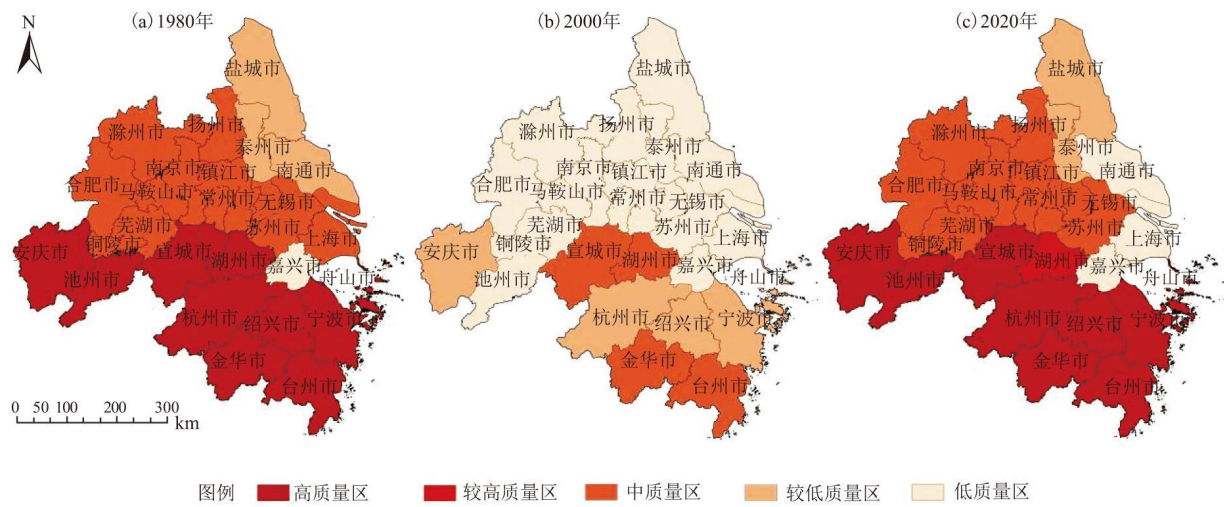


图 4 1980~2020 年“长三角”城市群生态环境质量空间格局

1980~2000 年生态环境质量普遍恶化,其中上海市、苏州市、无锡市和合肥市等 15 个市生态环境质量下降较为明显,较低质量区和低质量区面积由 1980 年的 36 279.48 km² 增加到 2000 年的 176 489.70 km²。自改革开放以来,城市化进程加速,城市建设用地不断扩张,导致生态空间不断受到侵占,区域的生态环境质量明显下降。2000~2020 年生态环境质量全面提升,较低质量区和低质量区面积减少到 2020 年的 44 262.55 km²,这主要得益于退耕还林还草、生态补偿、长江禁捕等政策的实施,生态文明建设成效明显,生态环境质量逐渐提高。

从各省(市)生态环境指数平均值比较来看(图 5-a),浙江>安徽>江苏>上海,整体符合“南高北低”的空间分布格局。其中浙江、安徽生态空间成分丰富,生态环境效应较好。从江苏省各市生态环境指数值比较来看(图 5-b),苏州、无锡在 1980 和 2020 年生态环境指数明显高于其他城市。1980~2000 年,进行了以乡镇村企业为龙头的农村工业现代化、就地城镇化的过程。人口数量迅速扩大,城市建成区规模迅速扩张,大量的林地、水域生态用地转变为城镇生活用地,这也导致了该期间苏州和无锡的生态环境指数迅速下降。

从安徽省各市生态环境指数值比较来看(图 5-c),宣城、安庆和池州地处皖南山区,整体生态环境明显高于其他城市。从浙江省各市生态环境指数值比较来看(图 5-d),杭州、台州、金华和绍兴生态环境质量较好。嘉兴市地处太湖流域末端,20 世纪粗放型生猪养殖、喷水织机等产业导致了嘉兴水环境的持续恶化,2011 年嘉兴市断面水质考核结果显示全市劣五类水体最多时曾占到 58%,严重影响了嘉兴市生态环境质量,所以嘉兴市的生态环境指数远低于其他城市。

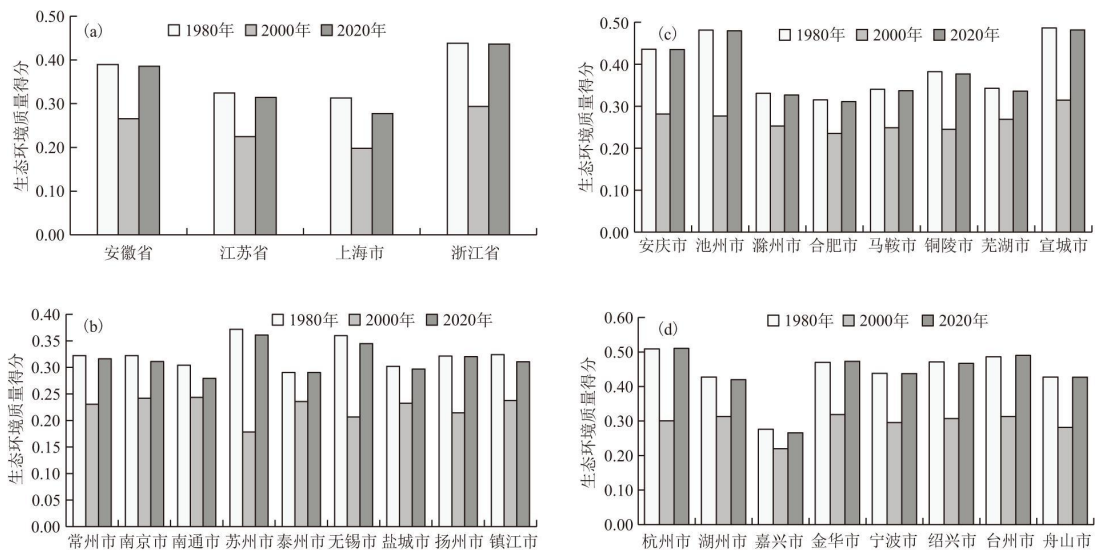


图 5 1980~2020 年“长三角”城市群各省生态环境质量指数分析图

2.3 生态环境效应的驱动因子分析

2.3.1 单因子分析

结合“长三角”城市群社会经济发展和土地利用形态现状,从自然因素、人口因素、经济因素、产业因素、城建因素和政策因素等方面共选取 18 个指标,建立“长三角”城市群土地利用变化评价指标体系(表 7)。使用地理探测器,探测“长三角”城市群土地利用变化生态环境效应的单因子影响和交互影响机制。

从均值来看,1980~2020 年间各影响因素对“长三角”城市群生态环境质量影响程度由大到小依次为:土地开发强度(X16)、政策重视程度(X17)、社会固定资产投资(X9)、单位面积粮食产量(X10)、城市绿地面积(X15)、碳排放量(X13)和城镇化率(X6),

均高于总体平均值 0.26(图 6)。

表 7 “长三角”城市群生态环境质量影响因素

目标层	指标层	单位	目标层	指标层	单位
自然因素	森林覆盖率(X_1)	%	产业因素	单位面积粮食产量(X_{10})	kg ·hm ²
	年平均降雨量(X_2)	mm		化肥施用量(X_{11})	t
	年平均气温(X_3)	°C		规模以上工业企业个数(X_{12})	个
人口因素	年度总人口(X_4)	万人	城建因素	碳排放量(X_{13})	t
	人口密度(X_5)	人(km ²)		公路里程数(X_{14})	km
	城镇化率(X_6)	%		城市绿地面积(X_{15})	hm ²
经济因素	GDP(X_7)	亿元	政策因素	土地开发强度(X_{16})	hm ²
	人均可支配收入(X_8)	万元		政策重视程度(X_{17})	%
	社会固定资产投资(X_9)	亿元		人工造林总面积(X_{18})	%

从各年度影响因素的变化情况来看，1980～2000 年间，社会固定资产投资(X9)和碳排放量(X13)等因素对生态环境质量的影响逐渐增强。其中碳排放量(X13)影响因素提升最快，从 1980 年的 0.03 提升到 2000 年的 0.70,说明改革开放以来，在粗放式快速城镇化和工业化发展的过程中，碳排放量的增加是导致生态环境质量恶化的主要因素。2000～2020 年间，单位面积粮食产量(X10)和政策重视程度(X17)等因素是“长三角”城市群生态环境质量的主要影响因素，说明在这期间人口规模快速扩大，土地利用与生态环境之间矛盾日益突出。政府逐渐重视生态环境保护并出台了一系列相关政策，大力发展绿色现代化农业，对生态环境质量的改善具有显著的影响。

从各子系统影响因素的变化趋势来看，整体波动性较大。其中城镇化率(X6)、人均可支配收入(X8)、单位面积粮食产量(X10)和公路里程数(X14)对于“长三角”城市群生态环境质量的影响力有逐渐增强的趋势。而 GDP(X7)的增长对于“长三角”城市群生态环境质量的影响力逐年下降，进而说明“长三角”城市群的区域经济发展水平与其生态环境质量存在空间不匹配现象，即“长三角”城市群经济发展水平高的区域，其生态环境质量不一定高。

2.3.2 交互分析

根据地理探测器交互检测的分析结果，1980～2000 年期间各种影响因素对生态环境质量的影响并非独立发生，而是表现出协同增强效应，主要包括非线性增强效应和双因子增强效应(表 8)。而随着时间的推移，双因子增强的因子数量逐渐增加，表明随着时间的变化，影响生态环境质量的因子将从几个核心因子转变为多因子的共同作用。

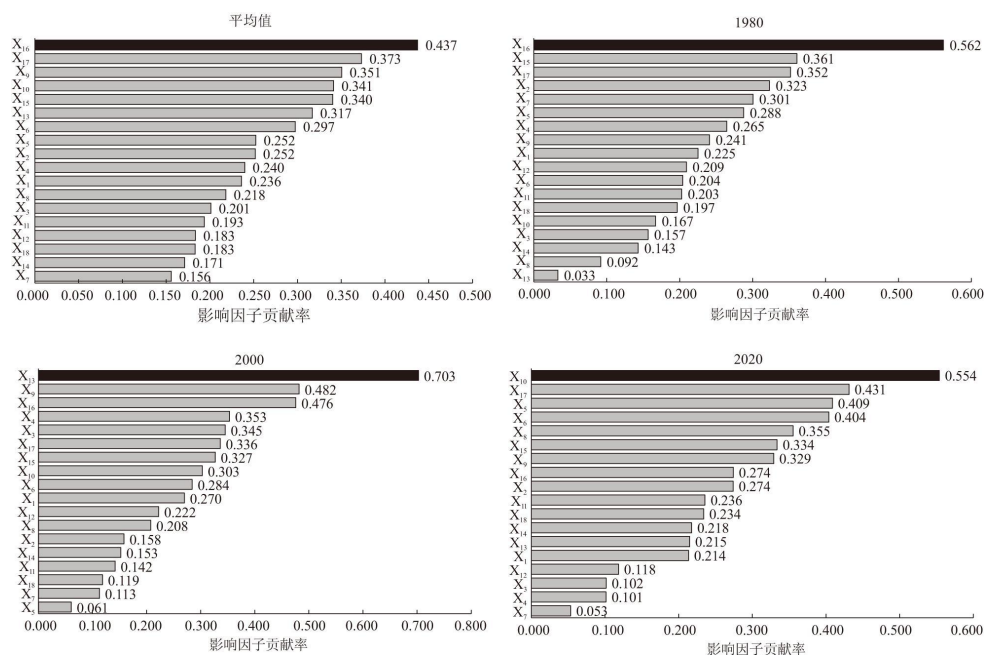


图 6 1980~2020 年影响因子贡献率

从数值角度分析, 1980 年森林覆盖率(X1)∩碳排放量(X13)、年度总人口(X4)∩单位面积粮食产量(X10)和人口密度(X5)∩城市绿地面积(X15)影响最大; 2000 年森林覆盖率(X1)∩年平均气温(X3)、社会固定资产投资(X9)∩单位面积粮食产量(X10)和规模以上工业企业个数(X12)∩土地开发强度(X16)影响最大; 2020 年森林覆盖率(X1)∩政策重视程度(X17)和城镇化率(X6)∩土地开发强度(X16)影响最大(表 9)。土地开发强度与其他因素的交互作用强度总体上大于其他因素之间的交互作用强度。土地开发强度在一定程度上反映了人口、产业和社会经济因素对生态环境质量的干扰程度。

表 8 地理探测因子交互统计结果

类型	1980	2000	2020
非线性减弱	0	0	0
单因子非线性减弱	0	0	0
双因子增强	3	15	23
	0	0	0

独立			
非线性增强	757	745	737
总计	760	760	760

表 9 关键因子交互结果

1980	2000	2020
$X_{16} \cap X_1(0.924)$	$X_{16} \cap X_3(0.802)$	$X_{16} \cap X_1(0.878)$
$X_{16} \cap X_2(0.988)$	$X_{16} \cap X_9(0.872)$	$X_{16} \cap X_2(0.987)$
$X_{16} \cap X_4(0.871)$	$X_{16} \cap X_{10}(0.8)$	$X_{16} \cap X_4(0.877)$
$X_{16} \cap X_6(0.915)$	$X_{16} \cap X_{11}(0.872)$	$X_{16} \cap X_6(0.902)$
$X_{16} \cap X_7(0.889)$	$X_{16} \cap X_{12}(0.864)$	$X_{16} \cap X_9(0.844)$
$X_{16} \cap X_8(0.869)$	$X_{16} \cap X_{15}(0.87)$	$X_{16} \cap X_{10}(0.898)$
$X_{16} \cap X_9(0.811)$	$X_{16} \cap X_{17}(0.947)$	$X_{16} \cap X_{13}(0.877)$

X16∩X11(0.83)		X16∩X17(0.859)
X16∩X12(0.943)		X16∩X18(0.956)
X16∩X14(0.957)		
X16∩X15(0.894)		
X16∩X17(0.916)		
X16∩X18(0.951)		

3 结论与讨论

3.1 结论

本研究以“三生”空间视角为切入点，基于 1980~2020 年的遥感影像数据获得“长三角”城市群土地利用现状，通过对生态环境质量的评价，定量地分析了“长三角”城市群土地利用转型生态环境效应的时空分异特征，并借助地理探测器探测了区域生态环境质量演变的主要驱动因子。具体结果如下：

(1) “长三角”城市群生活用地主要集中分布于长江流域并呈持续扩张态势，1980~2020 年间面积增加了 14 597.31 km²；生产用地占比最大，主要分布于长江以北地带且整体呈缩减趋势，研究期间减少了 15 120.67 km²，生态用地基本稳定。根据二级土地分类，1980~2020 年，长三角城市群的土地利用结构发生了明显的变化。城镇生活用地面积增加了 9 487.4 km²，农村生活用地增加了 5 109.9 km²，工矿生产用地增加了 2 849.48 km²，林地生态用地增加了 2 114.46 km²；相应地，农业生产用地和牧草生态用地的面积则分别减少了 17 970.15 和 2 444.74 km²。

(2) “长三角”城市群生态环境质量整体呈“南高北低”的空间分布格局。形成了以盐城市、泰州市、南通市和上海市为中心的生态环境质量恶化区、长江流域的带状中等质量区和以杭州市为中心的浙北、皖南生态环境质量高质量区。

(3) 1980~2020 年间，土地开发强度(X16)、政策重视程度(X17)、社会固定资产投资(X9)、单位面积粮食产量(X10)、城市绿地面积(X15)、碳排放量(X13)和城镇化率(X6)等因素是“长三角”城市群生态环境质量的主要影响因素。通过交互作用分析可知，各种影响因素对生态环境质量的影响并非独立发生，而是表现出协同增强效应，主要包括非线性增强效应和双因子增强效应。

而随着时间的推移, 双因子增强的因子数量逐渐增加, 表明随着时间的变化, 影响生态环境质量的因子将从几个核心因子转变为多因子的共同作用。

3.2 讨论

本研究在一定程度上为“长三角”城市群土地资源的可持续利用和改善生态环境质量提供了科学参考。但仍有以下2点不足: (1)缺乏对现有评价方法的改进研究。本研究仅依据《全国生态遥感监测土地利用/覆盖分类体系》进行研究, 未使用不同土地利用分类系统进行验证性评价。各类用地生态环境指数的赋值方法如何更加科学也有待改进。(2)研究使用地理探测器模型探测了“长三角”城市群的生态环境质量驱动因素, 充分考虑了从自然因素和政策因素等方面对生态环境质量的影响。但是受限于1980年的行政区变化和获取数据情况, 对土地利用隐性形态(土壤质量、土地产权等方面)和人类活动的主观行为(环保意识、环保行为)的考虑不足。未来的研究应该综合考虑土地利用隐性形态和人类活动的主观行为等方面, 构建更加科学的评价体系。

参考文献:

- [1] 陈万旭, 李江风, 曾杰, 等. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理[J]. 地理研究, 2019, 38(9): 2173-2187. CHEN W X, LI J F, ZENG J, et al. Spatial heterogeneity and formation mechanism of eco-environmental effect of land use change in China[J]. Geographical Research, 2019, 38(9): 2173-2187.
- [2] XIONG Y, XU W, LU N, et al. Assessment of spatial-temporal changes of ecological environment quality based on RSEI and GEE: A case study in Erhai Lake Basin, Yunnan Province, China[J]. Ecological Indicators, 2021, 125: 107518.
- [3] 龙花楼. 论土地利用转型与土地资源管理[J]. 地理研究, 2015, 34(9): 1607-1618. LONG H L. Land use transition and land management[J]. Geographical Research, 2015, 34(9): 1607-1618.
- [4] 陈万旭, 李江风, 冉端. 长江中游城市群土地利用转型和城镇化之间的空间关系[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(5): 1036-1048. CHEN W X, LI J F, RAN D. On the spatial relationship between land use transition and urbanization in the middle Yangtze River urban cluster[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(5): 1036-1048.
- [5] 邹利林, 刘彦随, 王永生. 中国土地利用冲突研究进展[J]. 地理科学进展, 2020, 39(2): 298-309. ZOU L L, LIU Y S, WANG Y S. Research progress and prospect of land-use conflicts in China[J]. Progress in Geography, 2020, 39(2): 298-309.
- [6] 宋小青. 论土地利用转型的研究框架[J]. 地理学报, 2017, 72(3): 471-487. SONG X Q. Discussion on land use transition research framework[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(3): 471-487.
- [7] 胡守庚, 童陆亿, 龙花楼. 论土地利用转型潜力及其评价的理论框架[J]. 地理研究, 2019, 38(6): 1367-1377. HU S G, TONG L Y, LONG H L. Land use transition potential and its assessment framework[J]. Geographical Research, 2019, 38(6): 1367-1377.

[8] WU H , LIN A , XING X , et al. Identifying core driving factors of urban land use change from global land cover products and POI data using the random forest method [J] . International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation , 2021 , 103 : 102475.

[9] REN Y , LI Z , LI J , et al. Comparative analysis of driving forces of land use/cover change in the upper, middle and lower reaches of the Selenga River Basin [J] . Land Use Policy , 2022 , 117 : 106118.

[10] 龙花楼, 戈大专, 王介勇. 土地利用转型与乡村转型发展耦合研究进展及展望 [J] . 地理学报, 2019 , 74(12) : 2547-2559. LONG H L , GE D Z , WANG J Y. Progress and prospects of the coupling research on land use transitions and rural transformation development [J] . Acta Geographica Sinica , 2019 , 74(12) : 2547-2559.

[11] MA W , JIANG G , LI W , et al. How do population decline , urban sprawl and industrial transformation impact land use change in rural residential areas? A comparative regional analysis at the peri-urban interface [J] . Journal of Cleaner Production , 2018 , 205 : 76- 85.

[12] 程宪波, 刘 琼 , 陶 宇, 等 . 1995 ~ 2015 年中国乡村土

地利用功能转型特征与耦合协调演变分析[J]. 长江流域资源与环境, 2023, 32(1): 194-206. CHENG X B, LIU Q, TAO Y, et al. Spatial-temporal characteristics coordination status and evolution of the rural land use functions transition in China from 1995 to 2015 [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2023, 32(1): 194-206.

[13] LONG H L. Land use policy in China: Introduction [J]. Land Use Policy, 2014, 40: 1-5.

[14] 杨浩, 王子羿, 王婧, 等. 京津冀城市群土地利用变化对热环境的影响研究[J]. 自然资源学报, 2018, 33(11): 1912-1925. YANG H, WANG Z Y, WANG J, et al. Study on the influence of land use change on the thermal environment in Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration [J]. Journal of Natural Resources, 2018, 33(11): 1912-1925.

[15] 杜皓阳, 胡琪, 张弛, 等. 哈密绿洲土地利用变化对区域环境的影响[J]. 干旱区研究, 2018, 35(3): 568-578. DU H Y, HU Q, ZHANG C, et al. Effects of land use/cover change on regional environment in the Hami oasis [J]. Arid Zone Research, 2018, 35(3): 568-578.

[16] 勾蒙蒙, 刘常富, 李乐, 等. “三生空间”视角下三峡库区土地利用转型的生态系统服务价值效应[J]. 应用生态学报, 2021, 32(11): 3933-3941. GOU M M, LIU C F, LI L, et al. Ecosystem service value effects of the Three Gorges Reservoir Area land use transformation under the perspective of “production - living - ecological” [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(11): 3933-3941.

[17] 李龙, 吴大放, 刘艳艳. 国内外土地利用与生态系统服务研究热点与趋势—基于 CiteSpace 计量分析[J]. 水土保持研究, 2020, 27(5): 396-404. LI L, WU D F, LIU Y Y. Hotspots and trends of the researches for land use and ecosystem service: Based on CiteSpace [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(5): 396-404.

[18] 王大菊, 卫海燕, 贺敏, 等. 基于土地利用的三峡库区生态系统服务价值时空格局分析[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(1): 90-100. WANG D J, WEI H Y, HE M, et al. Temporal and spatial patterns of ecosystem services value in the Three Gorges Reservoir area based on land use [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(1): 90-100.

[19] LAMBIN E F, MEYFROIDT P. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change [J]. Land Use Policy, 2010, 27(2): 108-118.

[20] 翟玉鑫, 张飞云, 马丽娜. 近 40 年新疆三生用地转型及其生态环境效应演变[J]. 土壤通报, 2022, 53(3): 514-523. ZHAI Y X, ZHANG F Y, MA L N. Changes of production-living-ecology land transformation and eco-environmental effects in Xinjiang in last 40 years [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(3): 514-523.

[21] 王晶, 侯兰功, 何小勤, 等. 成都平原城市群 2000—2019 年土地利用变化及其生态环境效应[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1): 360-368. WANG J, HOU L G, HE X Q, et al. Land use change and its socio-environmental effects in urban agglomeration of Chengdu plain during 2000-2019 [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation

[22] 田晶, 郭生练, 刘德地, 等. 气候与土地利用变化对汉江流域径流的影响[J]. 地理学报, 2020, 75(11): 2307-2318. TIAN J, GUO S L, LIU D D, et al. Impacts of climate and land use/cover changes on runoff in the Hanjiang River Basin [J]. Acta Geographica Sinica, 2020, 75(11): 2307-2318.

[23] ABERA W, TAMENE L, ABEGAZ A, et al. Estimating spatially distributed SOC sequestration potentials of sustainable

land management practices in Ethiopia[J] . *Journal of Environmental Management* , 2021 , 286 : 112191 .

[24] NOBRE R L G , CALIMAN A , CABRAL C R , et al. Precipitation , landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters[J] . *Science of the Total Environment* , 2020 , 716 : 137044.

[25] FANG Z , DING T , CHEN J , et al. Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions [J] . *Science of the Total Environment* , 2022 , 831 :154967.

[26] 袁 悦 , 井立蛟 , 杨鸿雁 , 等. 昌黎县土地利用转型对生态环境效应的影响[J] . *水土保持研究* , 2019 , 26 (2) : 194-201 .YUAN Y , JING L J , YANG H Y , et al. Effects of land use transformation on ecological environment in Changli County[J] . *Research of Soil and Water Conservation* , 2019 , 26(2) : 194-201 .

[27] 李平星 , 陈 雯 , 邹 露 , 等. 基于一体化生态空间格局的土地利用 / 覆被变化及其生态环境效应— 以长三角为例[J] . *环境科学学报* , 2021 , 41(10) : 3905-3915.LI P X , CHEN W , ZOU L , et al. Eco-environmental effect of land use/cover change (LUCC) based on integrated ecological space: A case of Yangtze River Delta [J] . *Acta Scientiae Circumstantiae* , 2021 , 41(10) : 3905-3915.

[28] 帕茹克 · 吾斯曼江 , 郝晋珉 , 王 楠 , 等. 基于 “ 三生 ” 功能的土地利用转型及其生态环境效应— 以尉犁县为例[J] . *干旱区地理* , 2021 , 44(6) : 1612- 1622.P WUSIMANJIANG , HAO J M , WANG N , et al. Land use transformation based on production - living- ecological functions and associated eco - environment effects: A case study in Yuli County[J] . *Arid Land Geography* , 2021 , 44 (6) : 1612 -1622.

[29] 刘亚香 , 谢宇轩 , 李阳兵 , 等. 贵州坝子土地利用显性和隐性转型实证研究 [J] . *长江流域资源与环境* , 2020 , 29(1) : 125- 136.LIU Y X , XIE Y X , LI Y B , et al. Empirical study on dominant and implicit transformation of land use in Guizhou flatland [J] . *Resources and Environment in the Yangtze Basin* , 2020 , 29(1) : 125- 136.

[30] 关翠柳 , 闻德保 , 李雨豪 , 等. 广东省 1980—2018 年 “ 三生 ” 用地转型对生态环境质量的影响[J] . *水土保持通报* , 2021 , 41(4) : 241 -251 .GUAN C L , WEN D B , LI Y H , et al. Effects of production-ecological- living land use transformation on eco - environment quality in Guangdong Province during 1980-2018[J] . *Bulletin of Soil and Water Conservation* , 2021 , 41(4) : 241 -251 .

[31] 汪容基 , 赵小敏 , 郭 熙 , 等. “ 三生空间 ” 视角下的土地利用转型与生态环境效应研究— 以江西省鹰潭市为例[J] . *江西农业大学学报* , 2021 , 43(3) : 681 -693.WANG R J , ZHAO X M , GUO X , et al. A study on land use transformation and ecological environment effects from the perspective of Yingtan city , Jiangxi Province [J] . *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis* , 2021 , 43(3) : 681 -693.

[32] HU P , LI F , SUN X , et al. Assessment of land - use/cover changes and its ecological effect in rapidly urbanized areas— Taking Pearl River Delta urban agglomeration as a case [J] . *Sustainability* , 2021 , 13(9) : 5075.

[33] FU B , BURGHER I. Riparian vegetation NDVI dynamics and its relationship with climate , surface water and groundwater[J] . *Journal of Arid Environments* , 2015 , 113 : 59-68.

[34] YANG C , ZHANG C , LI Q , et al. Rapid urbanization and policy variation greatly drive ecological quality evolution in Guang- dong sensing perspective [J] . *Ecological Indicators* , 2020 , 115 :106373.

-
- [35] 汤江龙,朱健计,王林燕,等. 贵溪市土地利用转型对生态系统服务价值影响的多情景模拟[J]. 环境科学与技术, 2022, 45(6): 212-223.TANG J L, ZHU J J, WANG L Y, et al. Multi-scenario simulation of impact of landuse transition on ecosystem service value in Guixi city[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 45(6): 212-223.
- [36] 杨清可,段学军,王磊,等. 基于“三生空间”的土地利用转型与生态环境效应——以长江三角洲核心区为例[J]. 地理科学, 2018, 38(1): 97- 106.YANG Q K, DUAN X J, WANG L, et al. Land use transformed eco-environment effects: A case study in the Yangtze RiverDelta[J]. Scientia Geographica Sinica, 2018, 38 (1): 97 -106.
- [37] 司晓君,崔佳. 中原城市群“三生”用地转型及其生态环境效应[J]. 水土保持通报, 2022, 42(2): 284-290, 299.SI X J, CUI J. Transformation of productive -living- ecological land use and its eco-environmental effects in urban agglomeration of central Plains[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(2): 284-290, 299.
- [38] 王军,顿耀龙. 土地利用变化对生态系统服务的影响研究综述[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(5): 798 -808.WANG J, DUN Y L. A review on the effects of land use change on ecosystem services [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2015, 24(5): 798- 808.
- [39] 黄木易,方斌,岳文泽,等. 近 20a 来巢湖流域生态服务价值空间分异机制的地理探测[J]. 地理研究, 2019, 38(11): 2790-2803.HUANG M Y, FANG B, YUE W Z, et al. Spatial differentiation of ecosystem service values and its geographical detection inChaohu Basin during 1995- 2017 [J]. Geographical Research, 2019, 38(11): 2790-2803.
- [40] 黄鑫,程文仕,李晓丹,等. 干旱内陆河流域土地利用转型的生态环境效应变化特征及其驱动因素探测[J]. 水土保持研究, 2023, 30(2): 324-332.HUANG X, CHENG W S, LI X D, et al. Recognition on the changes and driving factors of eco-environmental effect of landuse transformation in arid inland river basin [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(2): 324-332.
- [41] 董建红,张志斌,笪晓军,等. “三生”空间视角下土地利用转型的生态环境效应及驱动力——以长甘肃省为例[J]. 生态学报, 2021, 41(15): 5919-5928.DONG J H, ZHANG Z B, DA X J, et al. Eco-environmental effects of land use transformation and its driving forces from the perspective of “ production-living- ecological ” spaces: A case study of Gansu Province [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41 (15): 5919-5928.
- [42] 杨帆,熊素文,雷婷,等. 城镇化进程中洞庭湖区“三生空间”格局演变与驱动机制[J]. 生态学报, 2022, 42(17): 7043-7055.YANG F, XIONG S W, LEI T, et al. Evolution of the“ production-living- ecological ” spaces in the Dongting Lake area during the urbanization process[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17): 7043-7055.