

DOI: 10.5846/stxb202105151272

党雪薇,周亮,胡凤宁,袁博,唐建军.关中平原城市群扩张对生态用地的多尺度影响.生态学报,2022,42(7):3020-3032.

Dang X W, Zhou L, Hu F N, Yuan B, Tang J J. The multi-scale direct and indirect effects of urban expansion of Guanzhong Plain Urban Agglomeration on ecological land. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(7): 3020-3032.

关中平原城市群扩张对生态用地的多尺度影响

党雪薇^{1,3}, 周亮^{1,2,3,*}, 胡凤宁¹, 袁博¹, 唐建军¹

1 兰州交通大学测绘与地理信息学院, 兰州 730070

2 中国科学院地理科学与资源研究所/资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101

3 地理国情监测技术应用国家地方联合工程研究中心, 兰州 730070

摘要:城市扩张与生态空间保护的矛盾是新型城镇化和国土空间规划过程中急需解决的问题之一。作为黄河流域生态保护与高质量发展的核心区域, 关中平原城市群面临更加严峻的生态和资源胁迫。但相关研究主要对研究区整体的生态环境变化进行测度, 少有研究分析城市群发展对生态用地的多尺度影响, 且忽略了城市群中土地变化最剧烈, 生态受胁迫最严重的城市边缘区。因此, 基于土地利用数据, 结合土地利用转移矩阵、景观指数、估算城市扩张间接影响的生态用地面积等方法, 研究从城市群、重点城市和主要城市边缘区 3 个尺度分析 1990—2018 年城镇扩张对生态用地的直接和间接影响。结果表明: (1) 关中平原城市群土地利用类型以半生态用地(耕地)为主, 面积占比超过 40%。而城市边缘区主要以半生态用地和建设用地为主。1990—2018 年城市群建设用地面积比例由 3.67% 增长至 5.93%, 耕地面积共计减少 3032.11 km², 自然生态用地的面积增加 628.03 km²。受耕地占补、退耕还林等多重政策的影响, 半生态用地和自然生态用地的变化呈现为“拉锯式”发展特征。(2) 城市扩张对半生态用地的直接影响大于对自然生态用地的直接影响, 各尺度土地利用转移变化大同小异, 新增建设用地的主要来源均为耕地, 其中城市边缘区的耕地受城镇扩张的挤占最为突出。(3) 城市扩张对自然生态用地的间接影响大于直接影响, 且不同城市建设用地对自然生态用地的间接影响因耕地补偿机制的不同而有所差异。因此, 对关中平原城市群实施“一刀切”的耕地补偿政策实际上并不合理, 应当因地制宜, 考虑地区土地资源条件, 适当调整发展和约束政策, 更有利于城市群的可持续发展。

关键词:城市扩张; 生态用地; 耕地; 国土空间规划; 关中平原城市群

The multi-scale direct and indirect effects of urban expansion of Guanzhong Plain Urban Agglomeration on ecological land

DANG Xuewei^{1,3}, ZHOU Liang^{1,2,3,*}, HU Fengning¹, YUAN Bo¹, TANG Jianjun¹

1 Faculty of Geomatics, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China

2 State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographical Science and Natural Resource Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 National-Local Joint Engineering Research Center of Technologies and Applications for National Geographic State Monitoring, Lanzhou 730070, China

Abstract: The contradiction between urban expansion and ecological spatial protection is one of the urgent problems to be solved in the process of new urbanization and national territory spatial planning. As the core area for ecological protection and high-quality development in the Yellow River Basin, the Guanzhong Plain Urban Agglomeration is facing more severe ecological and resource stresses. However, relevant studies have mainly measured the ecological changes in the study area as a whole, and few studies have analyzed the multi-scale impacts of urban agglomeration development on ecological land, and

基金项目: 国家自然科学基金地区基金(41961027); 甘肃省自然科学基金重点项目(21JR7RA28121, JR7RA278); 甘肃省 2021 年度重点人才项目(2021RCXM073)

收稿日期: 2021-05-15; **网络出版日期:** 2021-12-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhougeo@126.com

neglected the urban fringe areas in urban agglomerations with the most drastic land changes and the most severe ecological stresses. Therefore, based on the land use data, combined with the land use transfer matrix, landscape index, and methods to estimate the area of ecological land indirectly affected by urban expansion, this article selects three scales (urban agglomerations, prefecture-level cities, and urban fringe areas) to analyze the direct and indirect impacts of urban expansion on ecological land from 1990 to 2018. The results show that: (1) the land use type of the urban agglomeration in the Guanzhong Plain is dominated by semi-ecological land (farmland), with an area accounting for more than 40%. The urban fringe areas are mainly semi-ecological land and built-up land. The proportion of built-up land in urban agglomerations increased from 3.67% in 1990 to 5.93% in 2018. The area of farmland decreased by 3,032.11 km², while the area of natural ecological land increased by 628.03 km². Affected by multiple policies such as the requisition-compensation balance of farmland and grain for green, the semi-ecological land and natural ecological land compensate for each other. (2) The direct impact of urban expansion on semi-ecological land is greater than that on natural ecological land, and the changes in land use transfer are similar at all scales, with the main source of new built-up land being farmland. The farmland in urban fringe areas is most prominently occupied by built-up land. (3) The indirect impact of urban expansion on the natural ecological land is greater than the direct impact and the indirect impact is different due to the different compensation mechanisms for farmland. Therefore, it is unreasonable to implement a unified farmland compensation policy for the urban agglomeration. It is necessary to consider the regional land resource and conditions and appropriately adjust the development and restraint policies, which is conducive to the sustainable development of the urban agglomeration.

Key Words: urban expansion; ecological land; farmland; national territory spatial planning; Guanzhong Plain Urban Agglomeration

城市扩张对生态用地的影响是城市化进程中“人-地”矛盾形成与激化的空间投影。城市用地的快速扩展对生态环境造成了现实和潜在的威胁,不仅从根本上改变了地区景观生态条件^[1-2],也导致耕地流失、生境破坏、水资源紧缺、生物多样性丧失等土地生态问题的加剧^[3-7],对地球生物圈造成不可逆转的影响^[8]。城市形态高度一体化、人口高度集中、土地资源集约的城市群区域将会率先面临土地生态安全问题,受到更加显著的资源约束与生态环境胁迫^[9]。因此,理解城市群扩张与生态保护之间交互胁迫、相互促进的复杂影响,协调城市群地区城镇化与生态环境之间的耦合关系,是构建与生态环境格局相匹配的城市群空间组织格局的重要基础^[10],对实现国家生态文明建设和区域高质量发展意义重大。

城市扩张通常以牺牲自然和半自然土地为代价^[11],在不同尺度上造成了自然栖息地和耕地的显著减少^[12-13],对生态用地造成直接和间接的影响。直接影响是指建设用地扩张直接作用于生态用地产生的影响。已有的大量研究集中关注城市扩张对生态用地面积、生态服务与功能^[14-15]、生态质量^[16]、生态足迹^[17]、碳循环^[18]、生态景观连通性和破碎化^[19]以及生态安全格局^[20-21]等方面产生的影响。间接影响指在耕地保护的背景下,由于城镇发展占用耕地,为保障粮食安全,新开垦的耕地挤占自然生态用地造成的影响^[4]。目前仅有的估算城镇扩张对自然生态用地间接影响的研究大致分为两类。一类是基于土地利用转移矩阵计算耕地占用林地、草地等自然生态用地的面积^[22-23]。该方法简单直观,但是没有考虑城市扩张占用的耕地与补偿的耕地之间的生产力差异。另一类方法是基于建设用地占用导致的耕地生产力损失估算受影响的自然生态用地面积^[4,24]。尽管已有研究表明,全球范围内城市扩张对生态用地的间接影响高于直接影响^[25-26]。但有关城市扩张对生态用地的间接影响分析仍然不足。此外,鲜有研究从多尺度分析城市扩张对生态用地的直接和间接影响,且研究尺度大多局限在城市群、省、市等行政单元中,对城市化过程中最敏感,变化最大、最迅速,景观结构最不稳定的城市边缘区考虑较少。

在国家新型城镇化、黄河流域生态保护和高质量发展的背景下,关中平原城市群作为黄河流域中游最大

的城市群,将面临更大的绿色、协调、可持续发展挑战^[27],其城市发展与生态保护的矛盾更加突出。尤其是在城市群内部以低密度、分散式为主要发展模式的城市边缘区,生态用地所受的胁迫影响更为严峻^[28]。而目前与关中平原城市群相关的研究仍较为单一地从生态安全^[29]、生态服务价值^[30]等角度分析和测度生态环境的变化,少有研究分析城市群发展对生态用地的多尺度影响。因此,在耕地保护、生态保育和城镇发展三类政策的牵引下,从城市群、地级市以及城市边缘区 3 个尺度揭示关中平原城市群的土地利用变化规律,量化城镇扩张对各类生态用地的直接和间接影响,掌握城市群发展对生态影响的过程、特征和规律,对强化区域生态保护与修复,优化生态安全格局,促进黄河流域高质量发展和区域包容、绿色、弹性有序发展具有重要的理论价值和实践意义。

1 研究区与数据

1.1 研究区

关中平原城市群是引领西部地区发展的重要增长极和面向中东部地区的重要门户。区域范围涉及陕西、甘肃和山西三省 11 个地级市(图 1),面积达 $1.07 \times 10^5 \text{ km}^2$,2018 年末常住人口为 3948.53 万。城市群南接秦岭,北抵黄土高原,是黄河流域中游核心区,也是“人-地”矛盾突出的典型西部城市群。人类活动对生态用地的扰动相对剧烈,城市群内部发展不协调问题仍然突出。特殊的地理位置与复杂的地形地貌加剧了地区生态环境的脆弱性,土地的不合理利用使城市发展建设与生态保护之间的矛盾愈加突出。《关中平原城市群发展规划》已将确保城市群生态安全作为实现人与自然和谐共生的新型城市群建设的重要目标之一。因此,该地区的生态研究对黄河流域生态保护和高质量发展具有重要意义。

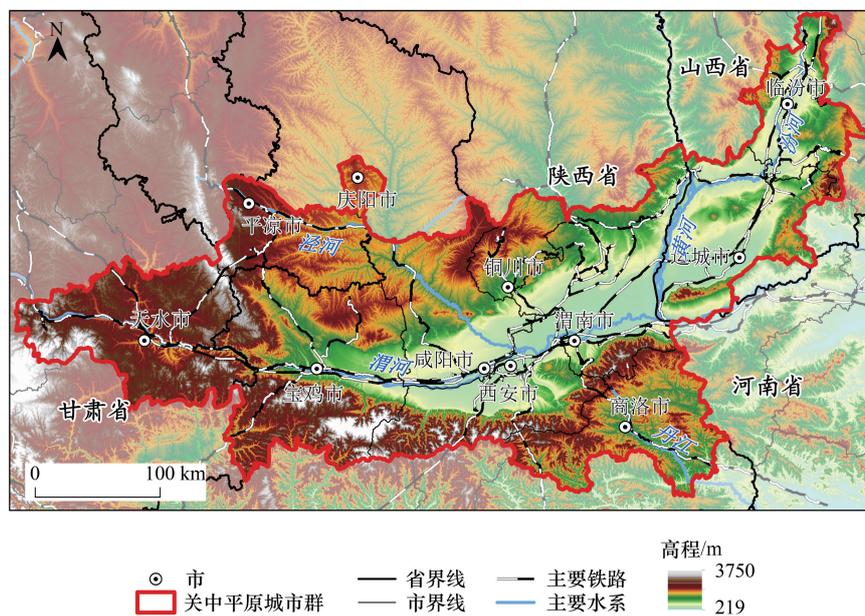


图 1 研究区

Fig.1 Study area

1.2 数据源

研究采用的数据主要包括 DEM、植被净初级生产力等自然环境和生态数据以及土地利用、夜间灯光、统计数据等社会经济数据,具体数据来源如表 1 所示。由于 DMSP/OLS 数据(1992—2013 年)与 NPP/VIIRS 数据(2012—2018 年)之间存在严重的不一致性,难以应用于长时间序列的研究。因此,本文采用 Li 等^[31]基于上述两种灯光数据,通过校准后发布的 1992—2018 年具有一致性的全球夜间灯光数据,划分城市边缘区。土

地利用数据时间跨度为 1990—2018 年,一级分类包括耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地六类。此外,本文参考殷嘉迪等对生态空间的界定^[32],将林地、草地、水域与未利用土地划分为生态用地(自然生态用地),耕地为半生态用地。

表 1 数据源
Table 1 Data source

数据名称 Name	数据源 Data source	分辨率 Spatial resolution
数字高程模型 DEM	Shuttle Radar Topography Mission(SRTM)	30 m
植被净初级生产力 Vegetation net primary productivity	MODIS 数据集(https://lpdaac.usgs.gov/products/mod17a3hgvf006/)	500 m
夜间灯光 Night light	1992—2018 年全球夜间灯光数据集(https://doi.org/10.6084/m9.figshare.9828827.v2)	30 弧秒
土地利用 Land use	中国科学院资源环境科学数据中心	100 m
统计数据 Statistical data	《中国统计年鉴》、《中国城市统计年鉴》、各省统计年鉴、各城市国民经济和社会发展统计公报	

DEM: Digital elevation model

2 研究方法

2.1 景观指数

景观指数是量化景观格局最常用的方法之一。本文在类型水平上选择斑块密度、边缘密度、平均斑块面积和面积加权形状指数 4 个表示破碎化的指数,以及斑块结合度、散布并列指数和聚合度指数 3 个表示连通性的指数。各类指数的具体含义如表 2 所示。

表 2 景观指数及含义
Table 2 Ecological index

指数 Index	公式 Formula	具体含义 Meaning
斑块密度 Patch density	$PD = N/A$	N 为某类用地的斑块数量, A 为景观总面积。
边缘密度 Edge density	$ED = E/A$	E 为某类用地的边缘总长度, A 为某类用地的总面积。
平均斑块面积 Mean patch size	$MPS = A/N$	A 为某类用地的总面积, N 为某类用地的斑块数量。
面积加权形状指数 Area-weighted mean shape index	$AWMSI = \sum_{i=1}^n (0.25P_i/\sqrt{a_i}) (a_i/A)$	P_i 为斑块周长, a_i 为斑块面积, A 为总面积。
斑块结合度 Patch cohesion index	$COHESION = \left(1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right) / \left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right) \times 100$	P_{ij} 和 a_i 分别为类型 i 斑块 j 的周长和面积,用栅格数量表示, Z 为景观中的栅格总数。
散布并列指数 Interspersion & juxtaposition index	$IJI = - \sum_{k=1}^m \left[\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \times \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right] \times 100/\ln(m-1)$	e_{ik} 指斑块类型 i 和 k 之间的景观边缘总长度, m 指景观中存在的斑块类型的数量。
聚合度指数 Aggregation index	$AI = [g_{ii}/\max(g_{ii})] \times 100$	g_{ii} 指 i 类型像素之间邻接的个数, $\max(g_{ii})$ 指 g_{ii} 的最大值

2.2 耕地补偿面积测算

耕地补偿是按照补偿城镇扩张引起的作物产量损失所需的耕地面积进行估算,依据补偿区域的范围分为两类:一是本地补偿,即某城市耕地补偿的来源仅限于该地区,补偿依据是该区域内 2000—2018 年出现的所有新增耕地的平均生产力。二是异地补偿,即某城市耕地补偿的来源可来自城市群的其他城市,依据是

2000—2018 年城市群所有新增耕地的平均生产力。由于难以将粮食产量直接映射到地理空间上进行分析,本文采用植被净初级生产力(NPP)代替粮食产量进行计算。为验证 NPP 与粮食产量的相关性,本文对 2018 年研究区所有县(区)的粮食产量以及 NPP 总值进行 Pearson 相关性分析。结果表明,在 $\alpha=0.01$ 显著性水平下,NPP 总量与粮食产量存在显著的正相关性,相关性系数达 0.648。因此,利用 NPP 总量代表研究区的耕地产量具有可靠性。

城镇扩张对自然生态用地间接影响的测算包括以下三步:首先,计算城镇扩张占用耕地造成的总损失量,其计算公式如下^[24]:

$$NPP_{\text{loss}} = \sum [(\text{urban}_i^{t_2} - \text{urban}_i^{t_1}) \times \text{cropland}_i^{t_1} \times NPP_i^{t_1}] \quad (1)$$

式中, NPP_{loss} 指 t_1 至 t_2 时间段内被城镇用地占用的耕地的 NPP 总量, $\text{urban}_i^{t_2}$ 与 $\text{urban}_i^{t_1}$ 分别指像元 i 在 t_2 时间和 t_1 时间的值,若该像元为城镇用地,则值为 1,否则为 0。 $\text{Cropland}_i^{t_1}$ 指像元 i 在 t_1 时间的值,若该像元为耕地,则值为 1,否则为 0。 $NPP_i^{t_1}$ 表示像元 i 在 t_1 时间的 NPP 值。然后,通过计算由城镇扩张引起的耕地总损失量与新增耕地平均产量的商,量化补偿这些生产损失所需的耕地面积。最后,依据林地、草地、水域以及未利用土地对新增耕地的贡献,计算城镇扩张对自然生态用地的间接影响。

2.3 城市边缘区划分

城市边缘区是城市空间扩展和蔓延的前沿阵地,其土地利用变化更加复杂,生态环境问题更为突出^[33]。基于城市边缘区的空间突变性特征,考虑到城市边缘区的人口、经济、基础设施等介于城市核心区和乡村之间,因此本文采用夜间灯光数据作为划分边缘区的基础数据,以西安市中心为原点,以 0.5° 的方向间隔划出 720 条断面线并将其与灯光亮度等值线相交,提取原点到边缘经过的每条等值线的值,采用 Mann-Kendall (M-K) 算法进行突变检测。然后,依据突变点确定相应的等值线,并根据等值线与城市中心的距离,筛选内边界和外边界。由于缺少 1990 年的夜间灯光数据,因此研究采用 1992 年作为替代。鉴于城市边缘区的时间性原则和瞬时性特点,不同时段的城市边缘区的范围不同,无法进行多时相土地利用变化的对比,因此本文选择 1992 年城市边缘区的内边界,2018 年城市边缘区的外边界所包含的区域作为分析边缘区尺度的范围,并统计其面积进行排序,筛选出关中平原城市群的 4 个主要城市边缘区:西-咸-渭边缘区、临汾市边缘区、宝鸡市边缘区与运城市边缘区(图 2)。

3 城市扩张对生态用地的直接影响

3.1 城市群尺度

关中平原城市群土地利用类型以耕地为主,面积占比超过 40%。建设用地被耕地所包围,面积占比不足 6%。草地和林地分布在北部和南部地势相对较高的区域,面积占比在 20%—30%之间。1990—2018 年,建设用地面积比例呈明显的增长趋势(图 3),由 3.67% 增长至 5.93%,且 2010 年后增长速度加快。半生态用地(耕地)主要呈现为减少的趋势,由 1990 年的 49817.74 km^2 减少至 2018 年的 46785.63 km^2 ,共计减少 3032.11 km^2 。2010 年之前,半生态用地和自然生态用地的变化完全相反,自然生态用地的面积比例呈现为“增长-减小-增长”的趋势,而半自然生态用地呈现为“减小-增长-减小”的趋势。不同时期关中平原城市群土地利用转移方向基本相似,最主要的转移方向为半生态用地转建设用地以及半生态用地与自然生态用地之间的相互转移。1990—2018 年,89.82% 的新增建设用地来自耕地,而草地、林地和水域分别贡献了 5.59%、2.96% 和 1.45% 的土地。耕地主要转变为草地(9.98%)和建设用地(6.11%),而草地主要转变为耕地(15.35%)和林地(7.2%),仅有 0.66% 的草地转移为建设用地。关中平原城市群建设用地扩张对半生态用地的影响远大于对自然生态用地的影响。且自然生态用地与半生态用地的转移变化主要受耕地占补政策和生态环境保护政策的双重影响。由于 2003 年之前更注重耕地的数量补偿,因此耕地面积在 1995—2000 年间上升。尽管 2004—2012 年耕地政策进一步发展,提出基本农田总量不减少,注重数量和质量相结合,但退耕还林还草等生态保护政策也提出将水土流失严重、粮食产量低而不稳的耕地停止耕种,恢复植被。因此耕地与自然生态用地之

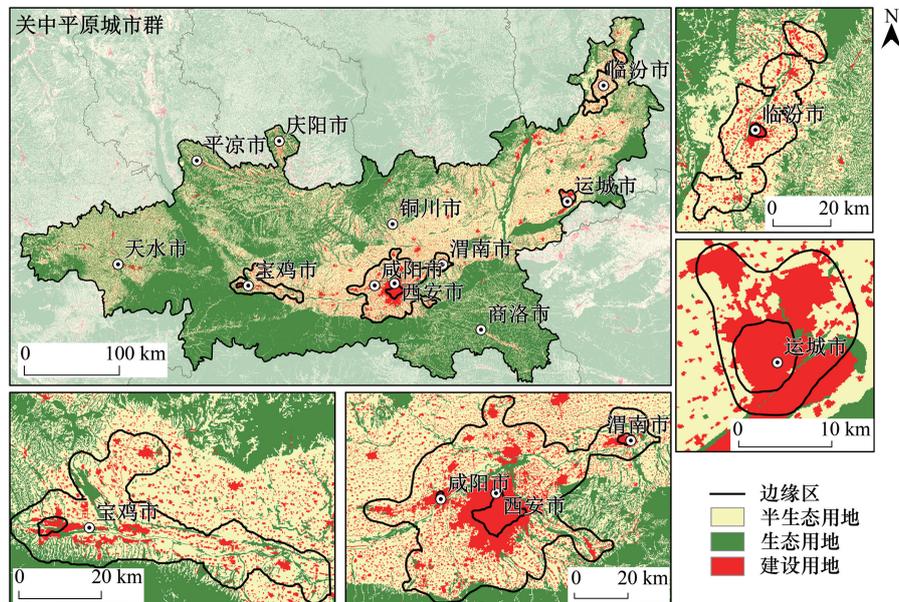


图 2 2018 年土地利用与城市边缘区

Fig.2 Land use in urban fringe areas in 2018

间的转移变化较为明显。

1990—2018 年不同土地利用类型的景观指数变化 (图 4) 表明, 建设用地斑块平均规模逐渐增大的同时, 形状变得越来越不规则, 但破碎程度并未增大, 且聚集程度明显增强。耕地的平均斑块面积 (MPS) 由 1990 年的 334.5 m^2 减少至 332.4 m^2 , 面积加权形状指数 (AWMSI) 由 115.75 减少至 105.19, 散布并列指数 (IJI) 逐渐增大, 聚合度指数 (AI) 逐渐减小。表明单位面积的耕地斑块数量减少, 形状复杂度减小, 聚集程度和整体连通性下降。林地的聚合度最高, 表明林地斑块的聚集程度最强, 除面积加权形状指数 (AWMSI) 在 2005—2010 年间有所上升以外, 其他景观指数变化极小。因此城市群林地斑块的连通性和破碎性没有发生明显变化。草地的景观指数变化与林地类似, 但草地的散布并列指数与聚合度明显增长, 表明草地斑块的聚集程度增强, 连通性提升。

3.2 城市尺度

尽管城市群内部自然资源与社会经济发展状况存在差异, 但所有城市的建设用地面积占比均呈现不同程度的增长, 且自然生态用地面积占比的变化差异明显, 半生态用地面积占比变化几乎与自然生态用地面积变化相反 (图 5)。不同城市土地利用转移方向大同小异, 新增建设用地的主要来源均为耕地, 耕地流失的方向主要分为两类, 一类是转移为建设用地, 另一类是转移为林地和草地。具体来看, 西安建设用地面积占比由 1990 年的 7.37% 上升至 2018 年的 13.53%, 增长幅度最大, 其次是庆阳市 (4.67%)。值得注意的是, 2015—2018 年运城市和临汾市建设用地面积占比年均增长量分别是 2010—2015 年的 12.9 倍和 14.56 倍, 表明 2015 年后运城和临汾市城市建设用地的扩展开始增速。

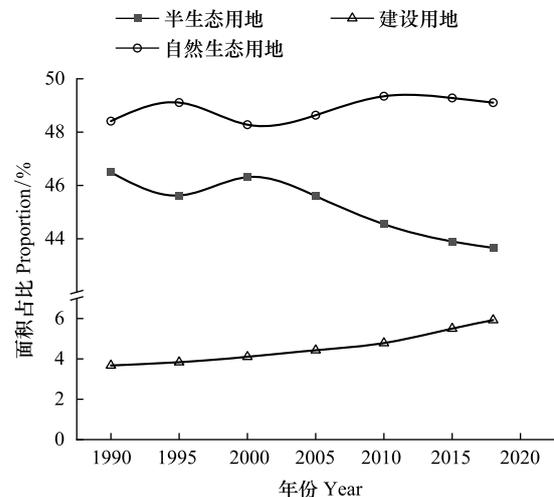


图 3 1990—2018 年关中平原城市群建设用地、半生态用地与自然生态用地面积比例

Fig.3 The proportion of built-up land, semi-ecological land and natural ecological land in the Guanzhong Plain Urban Agglomeration from 1990 to 2018

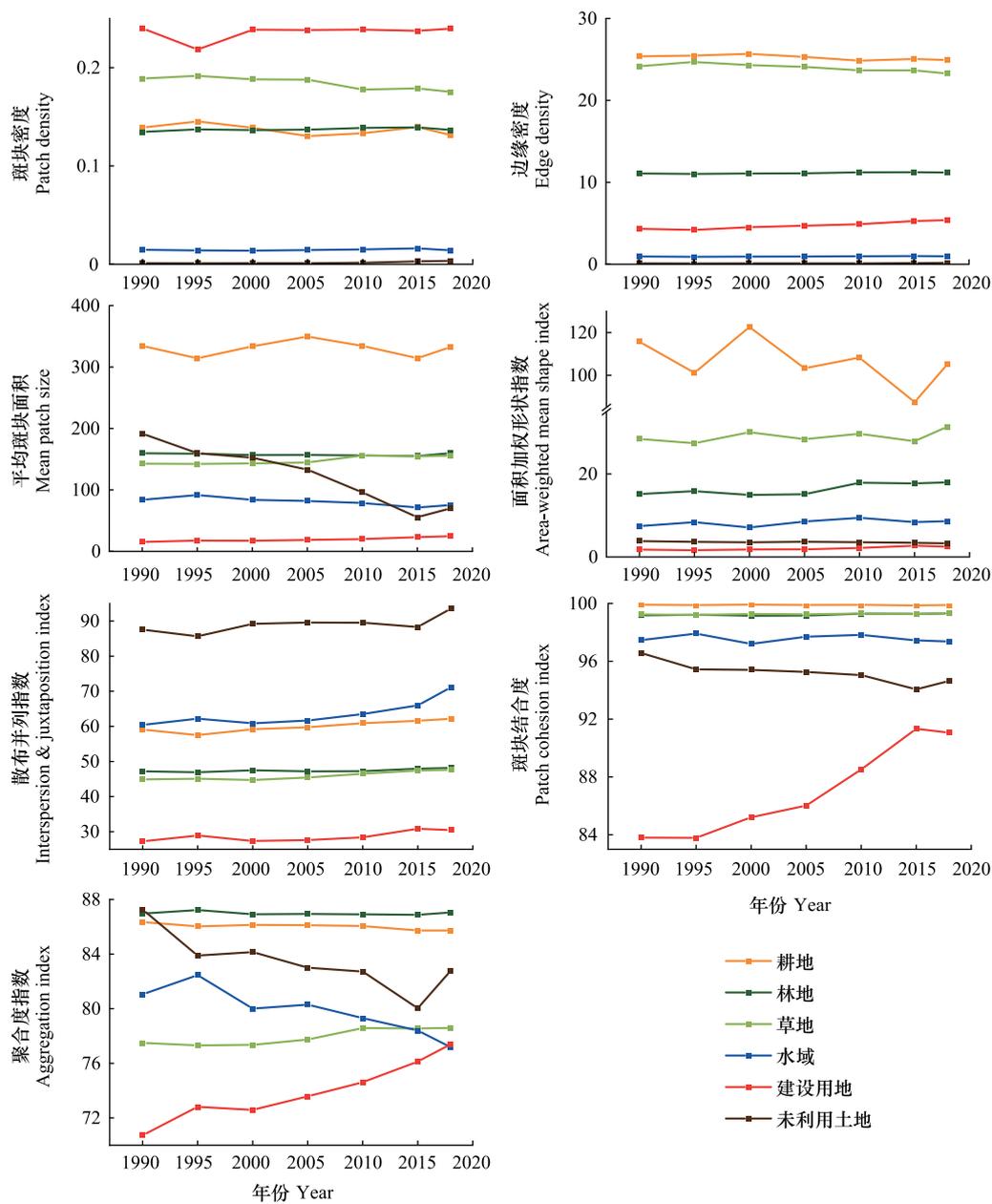


图4 1990—2018年关中平原城市群景观指数

Fig.4 Landscape index of the Guanzhong Plain Urban Agglomeration from 1990 to 2018

1990—2018年,关中平原城市群大部分城市耕地面积减少。西安、运城、咸阳、渭南等城市耕地流失的主要方向是转为建设用地,其中西安市耕地转建设用地的面积比例最大,占1990年耕地面积的16.26%。而临汾市耕地面积占比少量增长,尽管6.53%的耕地转变为建设用地,但大量的草地和少部分林地对耕地面积进行了补偿。铜川、宝鸡、商洛、天水、平凉、庆阳等市耕地转移的主要方向为草地。耕地转移为建设用地的同时,林地和草地也对耕地面积进行了补偿,所有城市草地对新增耕地的贡献均高于林地。1990—2018年临汾、运城和西安市自然生态用地面积占比减少,商洛、渭南和宝鸡市自然生态用地面积占比几乎不变,而其他城市均呈现为增长,且除西安市以外,其他所有城市中草地对建设用地的贡献均高于林地。

耕地的景观格局指数变化分析可知,1990—2018年临汾、宝鸡、运城与天水等城市耕地斑块密度(PD)下降,平均斑块面积显著增加,边缘密度(ED)减少,且聚合度指数明显上升。西安、咸阳、平凉等城市的耕地平

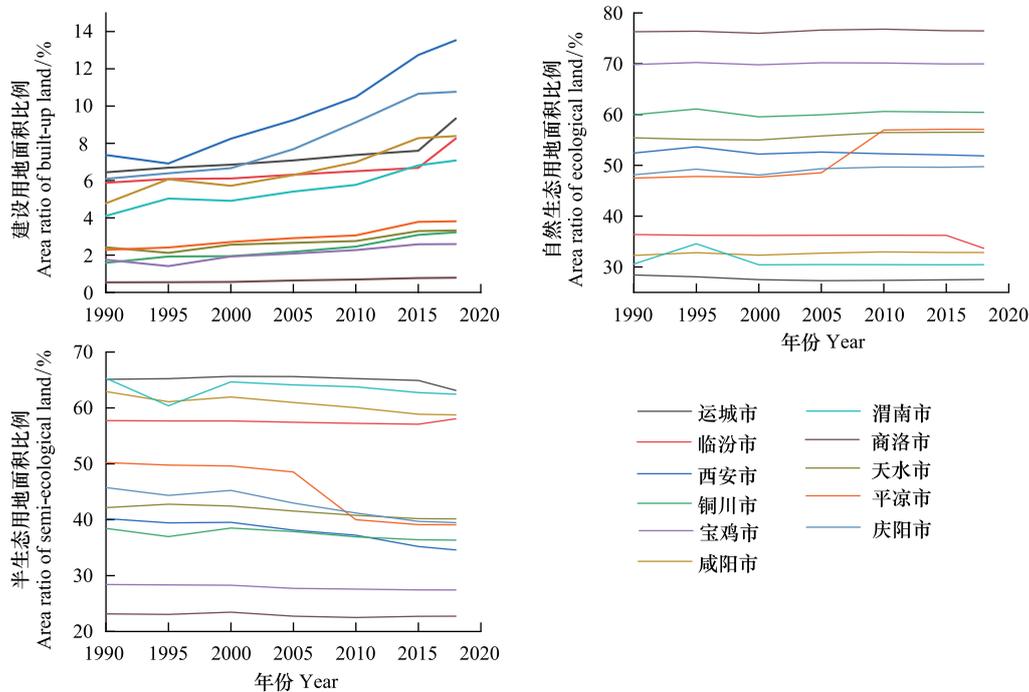


图5 1990—2018年关中平原城市群各城市土地利用变化

Fig.5 Changes in the area of various land use types in the Guanzhong Plain urban agglomeration from 1990 to 2018

均斑块面积、斑块结合度和聚合度表现为显著减小的趋势,即耕地破碎度上升,连通性下降。1990—2018年林地的景观指数变化表明,平凉市的林地斑块破碎度上升,连通性下降。临汾、咸阳、运城和西安市林地斑块的聚集程度上升,连通性增强。而草地的景观指数变化与林地差异较大,平凉市草地斑块面积增长最大,聚集度上升,连通性逐渐增强。临汾市草地景观指数的变化与林地几乎完全相反,与铜川市的草地景观变化相似,都呈现出斑块逐渐破碎,连通性逐渐降低的特点。总而言之,不同地区建设用地对生态用地的影响具有差异,不同类型的生态用地的破碎度和连通性变化差异较大,在建设用地不断扩张发展的前提下,难以做到保障所有生态用地景观的连通性,因此各地应明确当地的重要生态用地类型,并加强对该类用地的保护与修复。

3.3 核心城市边缘区尺度

城市群核心城市边缘区的主要土地利用类型为耕地和建设用地。2018年,西-咸-渭边缘区、宝鸡市边缘区、临汾市边缘区耕地面积占比均高于建设用地。而运城市边缘区建设用地面积占比最高,达60.93%,其次是耕地(34.73%)。1990—2018年边缘区土地利用结构变化(图6)表明,运城市边缘区和西-咸-渭边缘区土地利用变化更为显著,耕地面积占比显著减少,建设用地面积比例明显增加,而自然生态用地面积占比呈现出不同程度的减少。宝鸡市边缘区的土地利用变化与运城市边缘区相似,但变化程度明显较低。与其他边缘区相比,临汾市边缘区土地利用变化最小,仅在2015—2018年间出现明显变化,建设用地面积占比增加6.6%,而耕地面积减少了4.9%,草地面积占比减少1.39%。

1990—2018年4个核心城市边缘区土地利用转移(图7)表明,新增建设用地的最大来源均为半自然生态用地,即耕地。其中运城市边缘区耕地对建设用地的贡献率最高,达63.81%。其次是西-咸-渭边缘区(59.27%),临汾市和宝鸡市耕地对建设用地的贡献率相近,在47%—50%之间。宝鸡市边缘区损失的耕地面积主要转为建设用地,而损失的自然生态用地主要转变为耕地,少量转变为建设用地和其他土地利用类型。临汾市边缘区土地利用转移变化最大的土地利用类型是未利用土地,89.84%转为建设用地,9.38%转为耕地。草地和林地的转移变化也比较剧烈,损失的林地主要转变为耕地(28.71%)、建设用地(17.46%)和草地(5.98%)。损失的草地主要转变为耕地和建设用地。综上所述,由于城市边缘区往往以耕地和建设用地为主

要土地利用类型,因此新增建设用地的主要来源均为耕地,除运城市边缘区以外,其他边缘区耕地的损失均主要由草地进行补偿,林地对耕地的贡献较少。另外,城市边缘区耕地撂荒的现象也较为突出,其原因可能为城市发展吸引了城市周边农村地区的农民迁入,导致边缘区耕地缺乏劳动力耕种。

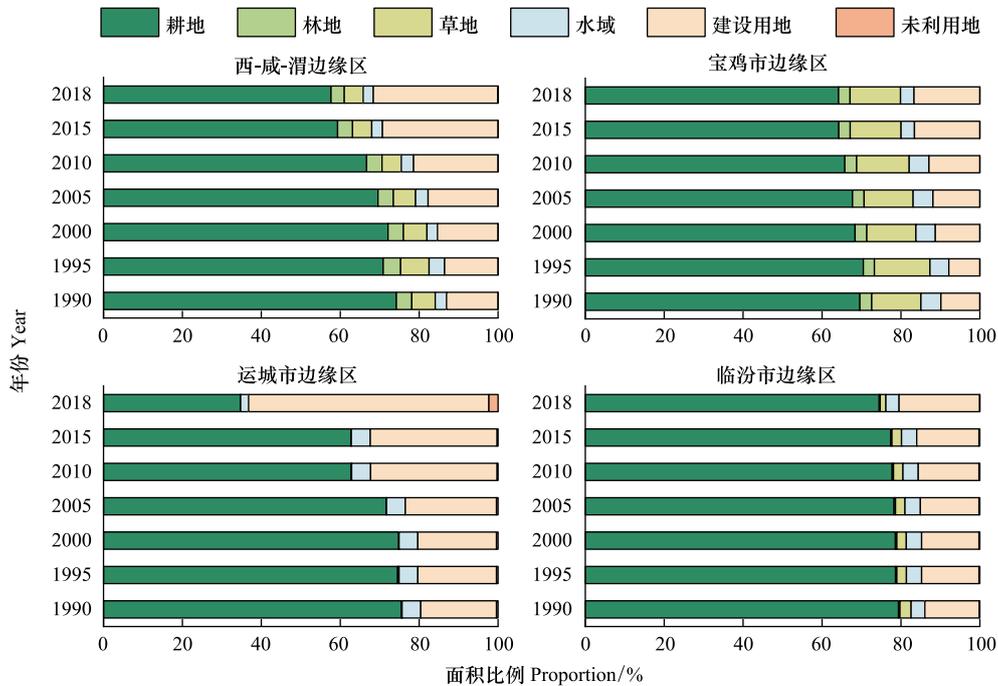


图6 1990—2018年城市边缘区土地利用结构变化

Fig.6 Changes in land use structure in the urban fringe area from 1990 to 2018

城市边缘区耕地的散布并列指数、斑块结合度和聚合度都呈现为减少的趋势,表明城市边缘区耕地的破碎度增加,连通性下降,而且比对应的城市的耕地变化更加剧烈。值得注意的是,临汾市边缘区耕地的平均斑块面积增加。不同城市边缘区林地和草地景观指数的变化有所差异。临汾市边缘区的林地和草地都呈现出连通性降低的趋势,但边缘区林地连通性下降的程度低于临汾市林地整体的变化。宝鸡市边缘区的草地连通性上升,林地的连通性下降。西-咸-渭边缘区和运城边缘区林地和草地的连通性都表现出明显的下降趋势,且下降程度比对应城市强。综上所述,城市边缘区景观格局变化的统一特征是耕地逐渐破碎,连通性下降,且变化幅度高于对应的城市。建设用地斑块聚集程度增强,导致整个景观的连通性增强。因此,边缘区城镇扩张对生态用地的影响主要是造成了半生态用地在空间上的破碎化。

4 城市扩张对生态用地的间接影响

4.1 城市群尺度

耕地占补政策发布实施后,为保障耕地面积和耕地质量,在保证生态安全的前提下,部分自然生态用地被逐步开垦成为耕地,本文对需要通过自然生态用地补偿耕地损失的面积进行估算,分析城市扩张对自然生态用地的间接影响。2000—2018年关中平原城市群需要补偿的耕地面积逐渐增加,且耕地补偿的主要来源为草地,其次为林地。具体而言,2000—2005年需要补偿的耕地面积为266.97 km²,其中88.61%来源于草地,面积达236.56 km²,其次来源于林地。2005—2010年需要补偿的耕地面积为511.11 km²,其中416.8 km²来源于草地,72.29 km²来源于林地,林地的贡献率上升。发展至2010—2015年,需要补偿的耕地面积进一步增加至737.13 km²,尽管利用草地补偿耕地的面积仍在增加,但草地的贡献率减少,由上一时期的81.41%减少至67.85%,然而在2015—2018年,该贡献率又上升至76.87%。由此可知,需要补偿耕地的面积的不断增长,一

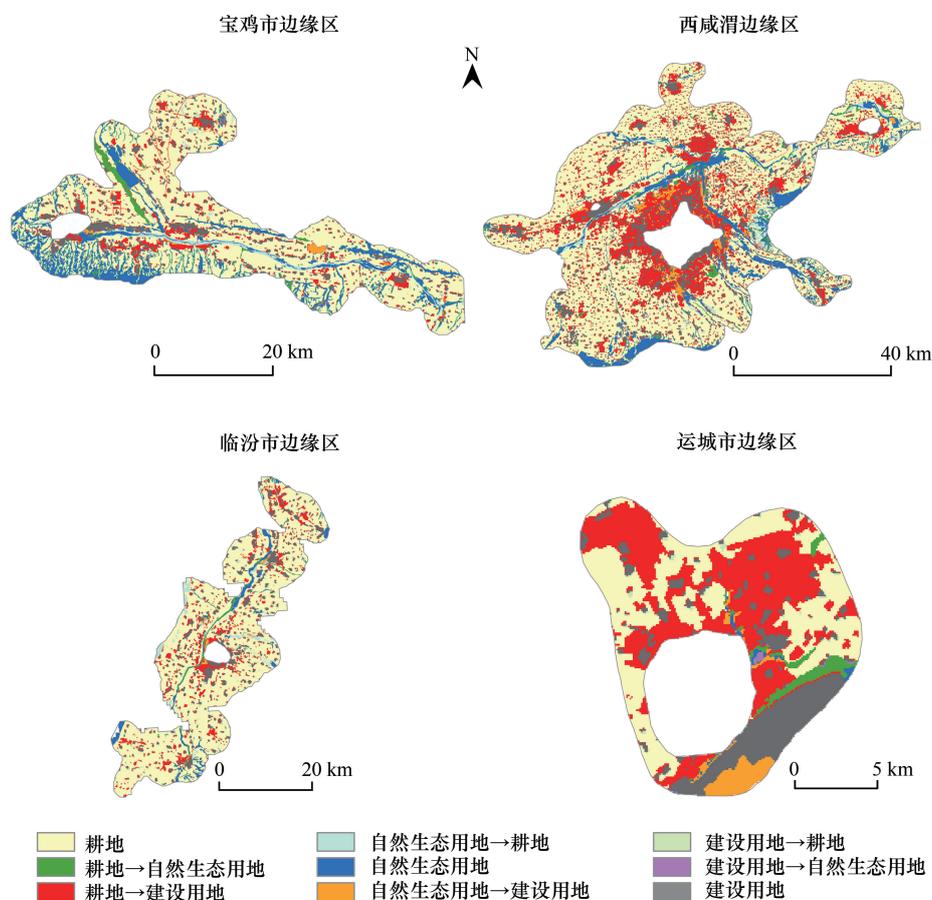


图7 1990—2018年城市边缘区土地利用转移图

Fig.7 The land use transfer in urban fringe areas from 1990 to 2018

方面表明城市扩张对耕地的压迫不断增强,另一方面也反映了耕地保护对自然生态用地的压力逐渐增大。因此,如何权衡城市扩张、耕地保护与生态安全将是关中平原城市群发展面临的重大挑战。

4.2 城市尺度

由于耕地占补需要在完整的行政单元内进行,因此本文剔除了运城、临汾、商洛、平凉和庆阳市。城市本地补偿假设下,除天水市以外,其他城市需要补偿耕地的面积都随时间推移呈增长的趋势(图8)。其中,渭南市、西安市和咸阳市需要补偿耕地的面积较高,即建设用地扩张对自然生态的间接影响较大,其原因在于,这3个城市位于关中平原中心,地势平坦,耕地面积占比较高。且西-咸-渭边缘区的土地利用转移情况也表明,这一地区耕地受建设用地挤压的现象较为严重,因此需要更多的自然生态用地对损失的耕地面积进行补偿。从时间变化来看,除2000—2005年水域补偿耕地面积的比例较高以外,其他时期补偿耕地的来源主要是草地。天水市补偿耕地的面积变化较为特殊,2010—2015年间突然减少,其主要原因为该时期耕地转移变化的比例极少,仅0.01%的耕地转移为建设用地。城市群中需要补偿耕地的面积最低的城市是铜川市,表明该城市建设用地对自然生态用地的间接影响较低,其原因在于铜川市耕地损失的主要流向为草地和林地,少数耕地转移为建设用地。

异地补偿假设下各城市补偿耕地面积的变化与本地补偿假设相似。在城市群异地补偿假设下,咸阳、渭南、天水 and 铜川市补偿耕地的面积低于本地补偿假设,表明异地补偿机制下,这些城市建设用地扩张对自然生态用地的影响较小。而异地补偿假设下,宝鸡市的耕地补偿面积始终高于本地补偿。2000—2005年西安市异地补偿机制下需要补偿给耕地的面积低于本地补偿假设,表明该情景下城市扩张对自然生态用地的间接影

响较小。但发展至后期,异地补偿假设下的补偿面积高于本地补偿假设,表明城镇扩张对自然生态用地的影响随着不同的时期的城市发展产生差异。不同的耕地补偿机制下,不同地区建设用地扩张对自然生态用地的间接影响差异明显。因此,耕地补偿政策应当结合区域实际土地资源和土壤条件,因地制宜进行调整,结合城市群的主体功能区规划,在控制建设用地总量的前提下,在农产品主产区实行本地耕地补偿,在重点生态功能区实施异地耕地补偿政策,实现区域的粮食和生态可持续发展。

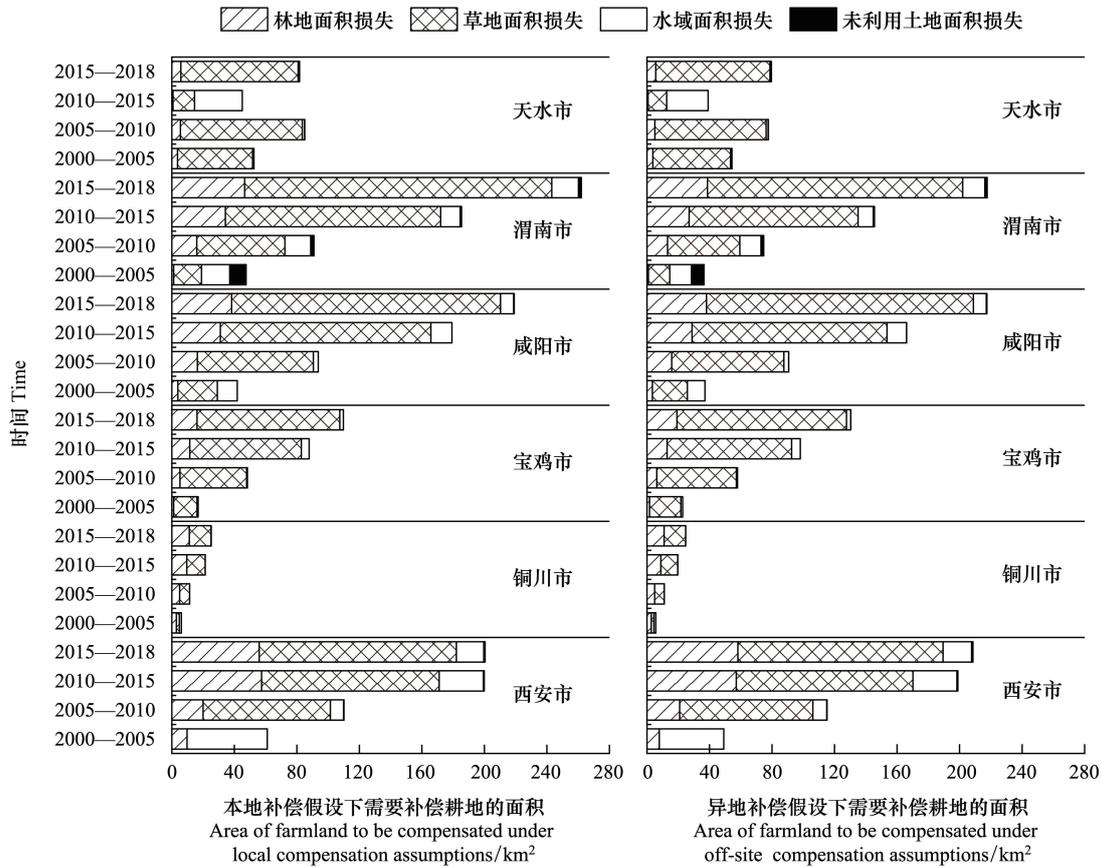


图 8 不同耕地补偿假设下需要补偿耕地的面积

Fig.8 The area of farmland that needs to be compensated under different farmland compensation assumptions

5 结论与讨论

关中平原城市群对西北地区发展起核心引领作用,但也面临生态环境脆弱、资源约束加剧、城市发展不均衡的突出问题。本文围绕“城市群扩张的多尺度生态影响”问题,以 1990—2018 年土地利用数据为基础,综合生态、地形、社会经济等综合数据,对城市群、城市和城市边缘区的土地利用变化规律进行总结,挖掘不同尺度城镇扩张对不同生态用地类型的直接和间接影响。取得的主要结论如下:

(1)研究区土地利用结构和变化具有明显的尺度差异,但建设用地扩张的主要来源均为半生态用地(耕地),半生态用地和自然生态用地的变化呈现出此消彼长的特征。1995—2000 年,受耕地占补平衡政策的影响,城市群整体耕地面积出现短暂上升,部分城市耕地变化与城市群相似。然而,2000 年后,受退耕还林、生态保护红线、生态文明等政策和概念的影响,林地、草地等自然生态用地与耕地呈现为“拉锯式”发展。但整体来看,建设用地扩张对半生态用地的影响更为显著,且城市边缘区的半生态用地受城镇扩张的挤占最为突出。

(2)城市群与各城市的土地利用转移变化大同小异,城镇扩张对自然生态用地的间接影响大于直接影

响。新增建设用地的主要来源均为耕地,城市边缘区是耕地流失最严重的地区。在建设用地图面积增加、斑块聚集程度增强的背景下,自然生态用地斑块的聚集程度也增强,但耕地斑块的聚集程度和连通性下降。与对应的城市相比,城市边缘区耕地破碎度更高,连通性更差,受城镇扩张影响更显著。

(3)城镇扩张对自然生态用地的间接影响随时间推移逐渐增大,耕地补偿的主要来源为草地,其次为林地。不同耕地补偿机制下,建设用地扩张对自然生态用地的间接影响具有地区差异性,应当结合实际土地资源和土壤条件,因地制宜进行政策调整,在控制建设用地总量的前提下,实现区域的粮食和生态可持续发展。

本文解析了关中平原城市群城镇扩张对生态用地的多尺度影响特征,但城镇扩张对生态用地的直接影响仅停留在面积和景观格局变化,对生态服务价值、生境质量等的影响尚不清楚。此外,城镇扩张对自然生态用地的间接影响是通过区域植被净初级生产力进行测算。由于 NPP 数据的空间分辨率为 1 km,土地利用数据空间分辨率为 100 m,分辨率差异将对研究结果产生一定的影响。在后续研究中,将结合 NDVI 等相关植被指数采用更加精准的降尺度方法提升数据精度,或直接制备更加精细的植被净初级生产力数据,结合深度学习模型直接估算区域粮食产量,进而提高间接影响的测算精度。

参考文献 (References):

- [1] Tratalos J, Fuller R A, Warren P H, Davies R G, Gaston K J. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83(4): 308-317.
- [2] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, Redman C L, Wu J G, Bai X M, Briggs J M. Global change and the ecology of cities. *Science*, 2008, 319(5864): 756-760.
- [3] Van Vliet J, Eitelberg D A, Verburg P H. A global analysis of land take in cropland areas and production displacement from urbanization. *Global Environmental Change*, 2017, 43: 107-115.
- [4] Van Vliet J. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nature Sustainability*, 2019, 2(8): 755-763.
- [5] Flörke M, Schneider C, McDonald R I. Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. *Nature Sustainability*, 2018, 1(1): 51-58.
- [6] Newbold T, Hudson L N, Hill S L L, Contu S, Lysenko I, Senior R A, Börger L, Bennett D J, Choimes A, Collen B, Day J, Palma A D, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar M J, Feldman A, Garon M, Harrison M L K, Alhussaini T, Ingram D J, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia D L P, Martin C D, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips H R P, Purves D W, Robinson A, Simpson J, Tuck S L, Weiher E, White H J, Ewers R M, Mace G M, Scharlemann J P W, Purvis A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 2015, 520(7545): 45-50.
- [7] 魏伟, 石培基, 魏晓旭, 周俊菊, 颀斌斌. 中国陆地经济与生态环境协调发展的空间演变. *生态学报*, 2018, 38(8): 2636-2648.
- [8] Seto K C, Fragkias M, Güneralp B, Reilly M K. A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS One*, 2011, 6(8): e23777.
- [9] 任宇飞, 方创琳, 蔺雪芹. 中国东部沿海地区四大城市群生态效率评价. *地理学报*, 2017, 72(11): 2047-2063.
- [10] 方创琳. 新发展格局下的中国城市群与都市圈建设. *经济地理*, 2021, 41(4): 1-7.
- [11] Martellozzo F, Amato F, Murgante B, Clarke K C. Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030. *Applied Geography*, 2018, 91: 156-167.
- [12] He C Y, Liu Z F, Tian J, Ma Q. Urban expansion dynamics and natural habitat loss in China: A multiscale landscape perspective. *Global Change Biology*, 2014, 20(9): 2886-2902.
- [13] McDonald R I, Kareiva P, Forman R T T. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 2008, 141(6): 1695-1703.
- [14] Gomes L C, Bianchi F J J A, Cardoso I M, Filho E I F, Schulte R P O. Land use change drives the spatio-temporal variation of ecosystem services and their interactions along an altitudinal gradient in Brazil. *Landscape Ecology*, 2020, 35(7): 1571-1586.
- [15] Wang Y, Li X M, Zhang F, Wang W W, Xiao R B. Effects of rapid urbanization on ecological functional vulnerability of the land system in Wuhan, China: A flow and stock perspective. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 248: 119284.
- [16] 周亮, 唐建军, 刘兴科, 党雪薇, 慕号伟. 黄土高原人口密集区城镇扩张对生境质量的影响——以兰州、西安-咸阳及太原为例. *应用生态学报*, 2021, 32(1): 261-270.
- [17] Ding Y, Peng J. Impacts of urbanization of mountainous areas on resources and environment: Based on ecological footprint model. *Sustainability*, 2018, 10(3): 765-765.

- [18] Seto K C, Güneralp B, Hutyra L R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(40): 16083-16088.
- [19] Liu S L, Dong Y H, Deng L, Liu Q, Zhao H D, Dong S K. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators*, 2014, 36: 160-168.
- [20] 王振波, 梁龙武, 方创琳, 庄汝龙. 京津冀特大城市群生态安全格局时空演变特征及其影响因素. *生态学报*, 2018, 38(12): 4132-4144.
- [21] 潘竟虎, 王云. 基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化. *生态学报*, 2021, 41(7): 2582-2595.
- [22] Ke X L, Van Vliet J, Zhou T, Verburg P H, Zheng W W, Liu X P. Direct and indirect loss of natural habitat due to built-up area expansion: A model-based analysis for the city of Wuhan, China. *Land Use Policy*, 2018, 74: 231-239.
- [23] 柯新利, 唐兰萍. 城市扩张与耕地保护耦合对陆地生态系统碳储量的影响——以湖北省为例. *生态学报*, 2019, 39(2): 672-683.
- [24] Yang Y M, Nan Y, Liu Z F, Zhang D, Sun Y H. Direct and indirect losses of natural habitat caused by future urban expansion in the transnational area of Changbai Mountain. *Sustainable Cities and Society*, 2020, 63: 102487.
- [25] Geist H J, Lambin E F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 2002, 52(2): 143-150.
- [26] Curtis P G, Slay C M, Harris N L, Tyukavina A, Hansen M C. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 2018, 361(6407): 1108-1111.
- [27] 周亮, 车磊, 周成虎. 中国城市绿色发展效率时空演变特征及影响因素析. *地理学报*, 2019, 74(11): 2032-204.
- [28] 邢忠, 汤西子, 徐晓波. 城市边缘区生态环境保护研究综述. *国际城市规划*, 2014, 29(5): 30-41.
- [29] 吴艳霞, 罗恒, 王彦龙. 基于 Lotka-volterra 共生模型的关中平原城市群生态安全测度研究. *水土保持通报*, 2019, 39(6): 230-239, 245-245.
- [30] 张艳芳, 李云. 1995—2015 年关中平原城市群生态系统服务价值 (ESV) 及其时空差异. *浙江大学学报: 理学版*, 2020, 47(5): 615-623, 629-629.
- [31] Li X C, Zhou Y Y, Zhao M, Zhao X. A harmonized global nighttime light dataset 1992-2018. *Scientific Data*, 2020, 7(1): 168.
- [32] 殷嘉迪, 董金玮, 匡文慧, 崔耀平, 江东. 20 世纪 90 年代以来中国生态空间演化的时空格局和梯度效应. *生态学报*, 2020, 40(17): 5904-5914.
- [33] 彭建, 马晶, 袁媛. 城市边缘带识别研究进展与展望. *地理科学进展*, 2014, 33(8): 1068-1077.