Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng

Research
Civil Engineering—Article

地理大数据揭示中国城市间及城市内部建成环境存量的空间模式

黄舟[a,b,#,*]，鲍毅[a,b,#]，毛睿昌[c,d,#]，王晗[a]，尹赣闽[a]，万林[e]，齐厚基[a]，李乔玄[f]，唐洪钊[g]，刘仟策[c,h]，李琳娜[i]，余柏蒗[f]，郭庆华[a]，刘瑜[a]，郭华东[b,j,*]，刘刚[k,*]

[a] Institute of Remote Sensing and Geographical Information Systems, School of Earth and Space Sciences, Peking University, Beijing 100871, China
[b] International Research Center of Big Data for Sustainable Development Goals, Beijing 100094, China
[c] SDU Life Cycle Engineering, Department of Green Technology, University of Southern Denmark, Odense 5230, Denmark
[d] Department of Construction Management, School of Civil Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China
[e] School of Computer Science, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China
[f] School of Geographical Sciences, East China Normal University, Shanghai 200062, China
[g] Land Satellite Remote Sensing Application Center, Ministry of Natural Resources, Beijing 100048, China
[h] Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China
[i] Department of Geography, California State University, Long Beach, CA 90840, USA
[j] Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100094, China
[k] College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

ARTICLE INFO

Article history:
Received 16 October 2022
Revised 15 May 2023
Accepted 16 May 2023
Available online 5 July 2023

关键词
城市系统工程
建成环境存量
空间模式
城市可持续性
地理大数据

摘要

快速城市化促进了物质材料在建筑和基础设施中的积累，这种物质积累模式在促进城市系统工程发展以及城市资源、废弃物管理和气候战略引导决策等方面，提供了一个重要但迄今为止在一定程度上缺失的存量视角。由于缺乏足够的高空间分辨率数据，我们对城市间以及城市内部建成环境存量模式的现有知识有限。本文利用多源地理大数据、机器学习和自下而上的存量核算方法，描述了中国50个城市在500 m网格细粒度水平上的建成环境存量。结果表明，尽管各城市之间由于社会经济、地貌和城市形态特征的不同存在相当大的差异，中国许多城市的人均建成环境存量（平均为261 t）仍接近西方城市。这主要归因于过去几十年中国的建设热潮以及以建筑和基础设施为驱动的经济发展模式。中国的城市扩张往往更倾向于“垂直”（以高层建筑为主）而不是“水平”（扩展道路网络）。以天际线换取空间，反映了中国城市内部建成环境存量发展的“集中-分散-集中”路径。这些结果为发展中国家的未来城市化提供了启示，为空间规划提供了信息，并支持了城市的循环经济和低碳转型。

© 2023 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

1. 引言

城市化是二十世纪最重要的全球性趋势之一[1–2]。在接下来的三十年中，将有25亿农村居民迁入城市，其中90%来自亚洲和非洲。到2050年，全球城市化率将达到68% [3]。城市化代表了人口集中[4]、建设用地扩张[5]以及（建成环境）建筑[6]和基础设施[7]中材料的积累，这些因素共同定义了城市活动的物理空间，并提供了住房和交通等关键服务[8]。城市建成环境的建设、维护和拆除给城市带来了重大的可持续性挑战[9–11]，如资源需求

* Corresponding authors.
E-mail addresses: huangzhou@pku.edu.cn (Z. Huang), hdguo@radi.ac.cn (H. Guo), gangliu@pku.edu.cn (G. Liu).
# These authors contributed equally to this work.

2095-8099/© 2023 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).
英文原文：Engineering 2024, 34(3): 143–153
引用本文：Zhou Huang, Yi Bao, Ruichang Mao, Han Wang, Ganmin Yin, Lin Wan, Houji Qi, Qiaoxuan Li, Hongzhao Tang, Qiance Liu, Linna Li, Bailang Yu, Qinghua Guo, Yu Liu, Huadong Guo, Gang Liu. Big Geodata Reveals Spatial Patterns of Built Environment Stocks Across and Within Cities in China. *Engineering*, https://doi.org/10.1016/j.eng.2023.05.015

[12]、能源使用[13]、温室气体排放[14–15] 以及建筑废弃物的产生[16]。因此，了解城市建成环境存量发展模式，对推进城市系统工程、循环低碳转型以及为全球南方国家未来的城市化提供指导具有重大意义[17]。

以往关于建成环境存量模式的研究主要集中在区域或国家层面，特别是主要建筑材料（如钢铁[18–19]和水泥[20]）和行业（如建筑[21]和地铁[22]）的时间动态变化。虽然在针对城市层面的研究上也进行了一定尝试[23–25]，但现有城市内部建成环境存量空间模式研究仍然有限，这主要是由于缺乏高空间分辨率数据，而获得这类数据通常需要消耗大量的资源和人力[26]。新兴的城市大数据（如兴趣点数据[27]）以及遥感和深度学习等技术 [28–29]的发展为填补这些空白提供了机会。然而，这些内容在文献中尚未得到充分体现。

中国是过去四十年全球城市化的一个重要实践场[30]，它经历了城市建成环境的繁荣发展。这不仅促进了经济增长，也提升了中国城市居民福祉。然而，建成环境的快速发展带来了显著的环境挑战，如建筑废弃物的产生[16,31]和温室气体排放[32–33]。对不同发展水平城市之间及城市内部建成环境存量进行全面评估，对中国促进新型城市化高质量发展、建设无废城市、实现“2030碳达峰，2060碳中和”的气候目标至关重要[33]。然而，中国城市建成环境存量的现有表征集中于特定的建筑材料[24]或行业[34–36]，且缺乏空间分辨率。个别研究仅限于少数城市（如北京[37]和上海[38]等大型城市）或特定的城市区域（如沈阳的铁西区[39]），这些都无法支持跨城市的比较。

本文旨在通过地理大数据、机器学习和自下而上存量核算模型等城市系统工程方法来填补这些知识空白。本文量化了50个中国城市的建成环境存量，并探讨了城市之间和城市内部的空间发展模式。我们的研究结果支持废弃物管理、城市矿产开发、气候变化缓解、空间规划以及中国城市循环低碳转型，并进一步为全球其他城市的可持续发展提供启示。

2. 材料与方法

中国50个城市空间化建成环境存量特征化的整体工作流程如图1所示。首先收集多源地理数据，建立材料构成系数（MCI）数据库，随后利用自下而上的存量核算和机器学习方法，计算了50个中国城市在500 m细粒度水平上的建筑和基础设施材料存量。最后，进行了空间分析，揭示中国城市内部及之间建成环境存量发展的空间路径。最后，通过空间分析揭示了中国城市间和城市内建成环境存量发展的空间路径。

2.1. 范围和数据源

分析中考虑的建成环境存量包括不同类型的建筑，如农业、商业、教育、历史、工业、混合、市政、停车场、公共、住宅、体育和仓储建筑，以及交通基础设施，包括道路、铁路和地铁。其他类型的基础设施，如港口和管道，对城市建成环境存量的总量贡献很小，暂且忽略不计。计算的参考年份为2018年，同时基于多源大数据的可用性，选择了50个中国城市进行分析。这些城市涵盖了所有省会城市以及在经济、文化和地理上具有重要地位的城市。它们共同占据中国所有城市国内生产总值（GDP）的50%、人口的32%和建成区的15%，具备代表性和充分性。

这50个选定城市的重要数据集包括：建筑轮廓（来自中国最大的在线地图门户百度地图）、建筑年龄（主要来自房地产公司网站）、土地利用（基于中国基本城市土地利用分类数据库[40]提供的5个土地利用类别的500 m分辨率数据，其中北京、广州和深圳这三个样本城市基于12个土地利用类别的30 m细粒度数据）、兴趣点（POI，来自中国最大的移动在线地图平台高德地图）、交通基础设施（主要来自OpenStreetMap）、网格化人口（来自WorldPop的中国大陆数据集[41]）以及社会经济发展（主要来自市级统计年鉴）（见附录A中的第S1.1~1.6节）。

基于工程量清单、专家访谈和文献等多种来源编制的中国建筑MCI数据库，涵盖1963—2017年期间建造的2000多座样本建筑。这些建筑被分为12种建筑类型（农业建筑、商业建筑、教育建筑、医疗建筑、工业建筑、混合建筑、市政建筑、停车场建筑、公共建筑、住宅建筑、体育建筑和仓储建筑）。道路和地铁MCI是根据中国多家建筑公司提供的施工单据收集得到的（见附录A中的第S1.7节）。

2.2. 基于自下而上和空间细化方法计算三样本城市的建筑存量

基于数据的可得性，选择北京、广州和深圳三个城市作为训练样本。其中，这三个城市12种建筑类型的30 m细粒度土地利用数据均是从相应的城市规划管理部门收集的（见附录A中的图S2）。根据我们之前的研究[37]，对这三个城市采用了自下而上和空间细化的建筑存量核算方法，如等式（1）所示。考虑了十种建筑材料，包括水泥、钢材、木材、砖、碎石、砂、沥青、石灰、玻璃和陶瓷。

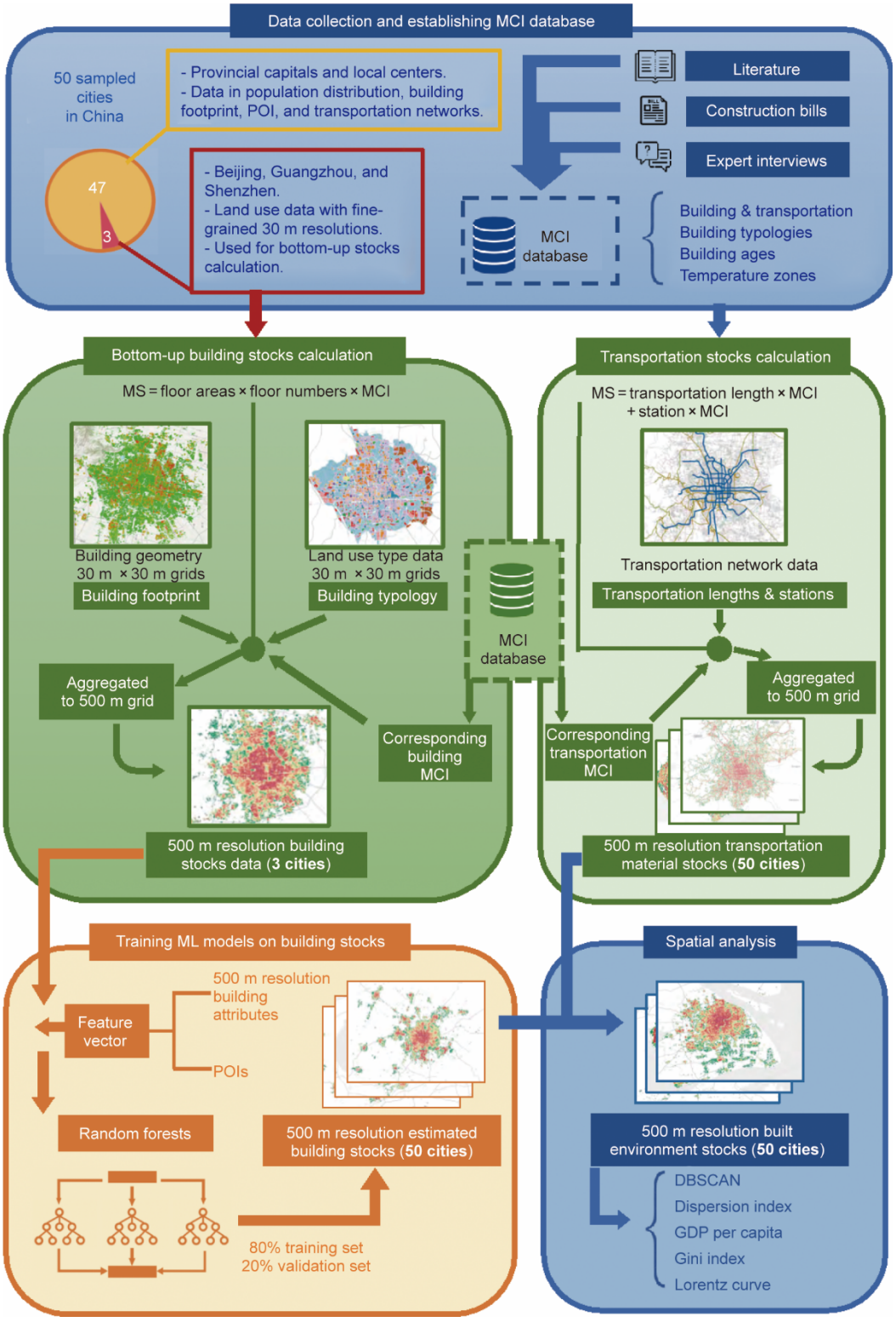

图1. 中国50个城市500 m细粒度建成环境存量特征的研究设计和工作流。MCI：材料构成系；POIs：兴趣点；MS：材料存量；GDP：国内生产总值；ML：机器学习；DBSCAN：基于密度的聚类算法。

$$MS_{m,i} = \sum_{m,i}(BF_i \times NF \times MCI_{m,i}) \quad (1)$$

式中，$MS_{m,i}$表示第i类建筑中材料m的建筑存量，BF_i为一层建筑占地面积（m^2），NF表示建筑层数，$MCI_{m,i}$为第i类建筑中材料m的构成系数（$kg \cdot m^{-2}$）。

2.3. 基于机器学习估计其他47个城市的建筑存量

其他47个城市无法获得建筑功能属性、建筑建造年

份和30 m细粒度土地利用数据等精确数据。因此，利用机器学习模型，使用三个训练样本城市以500 m分辨率汇总的网格化存量值估算建筑存量。首先结合建筑属性和POI属性对每个网格进行向量编码，并利用随机森林模型建立从网格向量到其材料存量的映射。该模型使用北京、广州和深圳80%的数据进行训练，剩余20%的数据进行验证，最终应用于估算其他47个城市每个网格的建筑材料存量值。

2.4. 交通基础设施存量计算

如等式（2）所示，根据铁路、地铁和道路的长度和MCI，计算出所有50个城市交通系统的材料存量。道路包括五个等级：快速路、一级路、二级路、三级路和四级路。在估算铁路和地铁存量时，考虑了铁路线、地铁线和地铁站。

$$\mathrm{MS}_{m,j} = \left(\mathrm{TL}_j \times \mathrm{MCI}_{m,j}\right) + \left(S \times \mathrm{MCI}_{m,S}\right) \qquad (2)$$

其中，$\mathrm{MS}_{m,j}$为运输建设部门j（公路、铁路、地铁）中材料m的运输存量，TL_j为部门j的运输长度（m），$\mathrm{MCI}_{m,j}$为材料m在部门j的构成系数（$\mathrm{kg \cdot m^{-1}}$）。S为地铁站，$\mathrm{MCI}_{m,S}$为地铁站S内材料m的构成系数。

2.5. 用于模式识别的空间统计数据

在空间统计中，使用500 m × 500 m网格的材料存量和人口值进行模式识别（见附录A中的第S3节），将拥有前1%存量值的网格视为建筑存量中心，并使用基于密度的聚类算法（DBSCAN）[42]将高存量网格聚集在一起（见S3.1节）。计算了每个DBSCAN簇的离散指数，以量化网格的空间离散程度（见附录A中的第S3.2节）。结合社会经济数据计算城市人均建筑存量，可了解社会经济发展对存量的促进作用；利用基尼系数和洛伦兹曲线，可确定网格级建筑存量的不均匀性（见附录A中的第S3.3节）。对所有50个城市的网格存量分布进行拟合，发现无论城市规模、区位和经济发展水平如何，它们都符合双参数指数分布（见附录A中的第S3.4节）。

3. 结果与讨论

3.1. 城市建成环境存量模式

2018年中国50个城市的城市建成环境存量达到110 Gt，大于2017年全球资源开采量（92 Gt）[43]。建筑（64.3%）和道路（33.4%）是主要的建筑材料存量，而其他基础设施只占很小的份额（2.3%）。以砾石（51 Gt）、水泥（26 Gt）、砂石（17 Gt）和砖（12 Gt）为代表的非金属矿物占材料总量的96%。钢材（1.9 Gt）、木材（0.6 Gt）、石灰（0.5 Gt）和其他材料（总计1.0 Gt）的使用量相对较少（见附录A中的图S10）。

城市建成环境总存量从拉萨的350 Mt到北京的6771 Mt不等。中国50个城市中有49个城市的存量（平均为2202 Mt，除去拉萨350 Mt）和存量密度（平均为4.97 $\mathrm{t \cdot m^{-2}}$）远高于许多西方城市。例如，欧登塞的存量和密度分别为67 Mt和0.22 $\mathrm{t \cdot m^{-2}}$ [12]，维也纳分别为380 Mt和0.96 $\mathrm{t \cdot m^{-2}}$ [44]。而中国的人均存量（261 t）与西方城市和国家基本处于同一水平——欧登塞为329 t [12]，和歌山为247 t [12]，维也纳为210 t [44]，帕多瓦为209 t [45]，英国为272 t [46]（见附录A中的表S19）。造成这些差异的原因是中国大多数城市规模大、人口多，但建成区面积有限[47]，加之过去几十年以建设为驱动力的城市化和以房地产为基础的经济发展[48]。

城市建成环境存量在不同社会经济发展水平的中国城市中分布不均匀（图2和附录A中的图S11~14）。建成环境存量大的城市主要分布在东部（35.88%）、北部（18.58%）和西南部（11.66%），而南部（9.74%）、东北部（9.56%）、中部（9.11%）和西北部（5.46%）的建成环境存量较少（见见附录A中的第S15节）。值得一提的是，建成环境存量最大的前10个城市全部分布在中国的主要城市群中，其中杭州3.3 Gt，北京6.8 Gt；而长三角25.9 Gt，京津冀都市圈17.9 Gt，两者占总量的62%。然而，东北城市（323 t , 3.8 $\mathrm{kg \cdot 元^{-1}}$）和西北城市（346 t, 4.0 $\mathrm{kg \cdot 元^{-1}}$）在人均水平和单位GDP水平上都明显高于其他地区（见附录A中的图S16）。这主要与东北地区人口萎缩[49]和西北地区人口密度低[50]有关，表明这些地区的物质占有率并没有转化为经济增长[51]。对城市建成区的研究表明，北方城市的存量密度最高（6.1 $\mathrm{t \cdot m^{-2}}$），而西南和西北城市的存量密度较低（平均约为4.0 $\mathrm{t \cdot m^{-2}}$，见附录A中的图S16）。这反映了中国西部的地貌和社会经济特征，即与东部相比，西部土地更丰富，人口密度更低[52]。

城市建成环境存量与社会经济因素之间的线性统计趋势证实，人口和面积较大的城市以及较富裕的城市（按GDP计算）相较小而贫穷的城市趋向积累更多的建筑材料（见附录A中的图S12~14）。这也反映在一个事实中，即在使用基于城市发展因素（包括商业活力、交通便利性、居民活跃度、生活方式多样性和未来适应性）的官方分类系统将50个城市分为六级（一线、新一线、二线、三线、四线和五线）后，城市建成环境存量随着城市级别和城市化率的提高而增加（见附录A中的图S11）。在此背景下，人均存量（如重庆的174 t）、单位建成区面积存

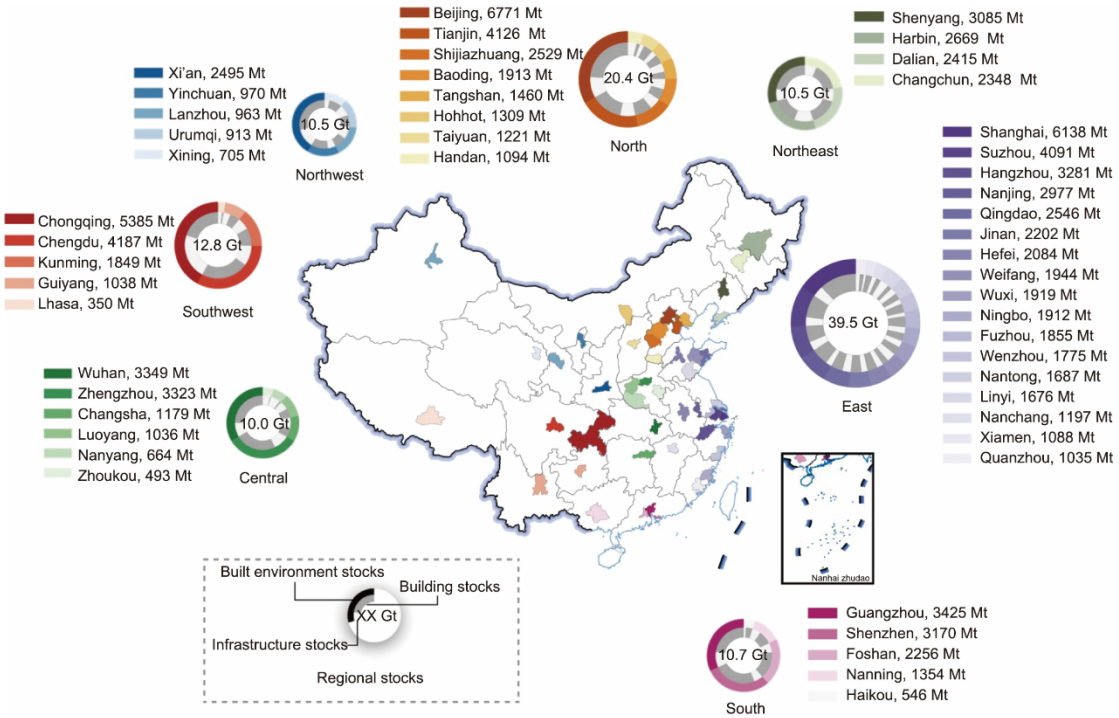

图2. 中国50个选定城市的城市建成环境存量（总数、建筑物和基础设施）。七个色轮代表按地区（北、东北、东、南、中、西南、西北）汇总的存量，并附有按存量排序的相应城市。外环表示该区域各城市的城市建成环境存量总量，内环表示各城市的建筑存量与基础设施存量之比。

量（如广州的2.8 t·m^{-2}）和单位GDP存量（如深圳的1.3 kg·元$^{-1}$）较低的特大城市可能有各种可持续的存量积累和社会经济增长路径，值得进行更深入的分析，以便为中国和其他尚未完全开发城市寻找跨越式发展的机会。

城市形态反映了城市的物理布局、结构和功能，是城市建成环境中材料存量水平不同的重要驱动因素[53]。在50个城市中，大多数建筑材料都储存在住宅区（43%）和工业区（22%），其次是商业区（18%）、公共区（14%）和基础设施区（4%）[图3（a）]。然而，这些比例因城市的社会经济特征而异。例如，北京是中国的首都，其公共领域（如教育、文化和医疗）的存量占比最大（31%）。泉州和佛山是中国南方两个重要的制造业城市，其工业领域的存量占比最大，分别为52%和47%。此外，不同土地利用类型的材料存量与土地面积之间的差异清楚地揭示了城市形态对建成环境存量的决定作用。例如，一个普通的商业区（通常是密集的高层建筑）只占土地利用的3%，却贡献了总存量的18%；而公共区域通常是稀疏的低层建筑，占土地利用的49%，但只贡献了总存量的14%[图3（a）和（b）]。

研究表明，中国50个城市的建筑与道路（BtR）存量比平均为5.47，明显高于欧洲城市（曼彻斯特索尔福德码头为3.45 [25]、欧登塞市中心为3.13 [12]、哥德堡为2.94 [54]）和工业化国家（日本为1.65 [55]、德国为1.12 [56]、奥地利为0.91 [57]）。可见中国的路网密度较低，这与中国在城市[58]和国家[59]层面的早期研究结果一致，表明中国的城市扩张更倾向于“垂直”而不是“水平”。通过更好的空间规划以及建筑和道路的智能设计与整合，进一步完善尤其是住宅和商业区的道路和基础设施，已成为优化城市服务和居民福祉的迫切需要[图3（c）] [60]。从空间上看，BtR比率较大的网格大多位于城市中心，比率较小的网格则分布在城市郊区；网格级的BtR比率遵循城市间的对数正态分布（见附录A中的图S21）。

3.2. 城市内部建成环境存量的空间细化模式

在500 m × 500 m网格的高空间分辨率下[42]，使用DBSCAN对网格化的建筑材料存量进行聚类分组，该方法基于空间分布的紧密程度检测类别。相比之下，基础设施材料存量一般遵循道路线路的分布，遍布整个城市。此外，中国城市建筑材料存量的空间格局表明，城市发展存在单中心集中、多中心分散和多中心集中三个主要阶段。

表1和附录A中的表S23分别列出了城市人均GDP从70 649元、10 5964元和120 403元分别增加时，建筑材料存量增长三个阶段的空间特征[集群数量、集群离散指数（DI）和建筑材料存量基尼系数]。图4显示了代表性案例城市（南阳、重庆、郑州和北京）的空间格局。

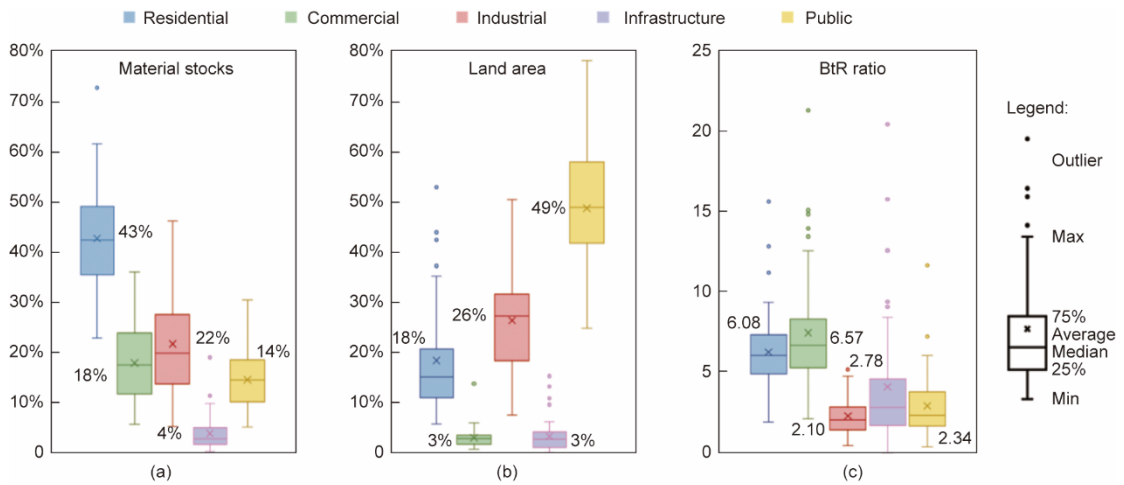

图3. 不同土地利用类型城市建成环境存量相关值的统计分布。（a）存量份额；（b）土地面积份额；（c）建筑与道路（BtR）比率。存量是根据500 m × 500 m网格的存量值汇总计算得出的（附录A中的第S3.6节）。如果一个网格有几种土地利用类型，则将共享面积最大的主导类型应用于整个网格（附录A中的第S1.5节）。

表1 中国50个城市500 m细粒度建筑材料存量空间特征

Categories	Properties	Number of cities	Number of clusters	Dispersion index	Gini index	GDP per capita (CNY)
Monocentric concentration	Cluster = 1 or Cluster ≥ 2 and DI < 20	11	1 (1–2)	9 (2–21)	0.58 (0.40–0.76)	70 609
Multicentric dispersion	Cluster > 2 and DI ≥ 20	22	11 (2–28)	70 (20–221)	0.65 (0.45–0.79)	105 964
Multicentric concentration	Cluster > 2 and DI < 20	17	9 (3–25)	13 (9–19)	0.58 (0.46–0.64)	120 403

• 处于较早期发展阶段的城市很少形成集群（11个处于单中心集中阶段的城市中以南阳为例），该城市中数量有限的高层建筑存量网格分布紧凑，离散指数相对较低[DI = 9，图4（a）]。

• 随着城市在现有网格中不断发展和积累材料（如新城区和卫星城），越来越多具有大量建筑存量的网格出现在城市郊区。这种多中心分散阶段的特点是集群扩散（从2个增加到28个）和离散指数增长（从20增加到221），可在22个城市观察到[图4（b）和（c）分别以重庆和郑州为例]。

• 不断增长的城市建成环境存量通过提升交通和电信水平，吸引更多的人口和企业，促进城市经济发展，逐步缓解城市的通信和流动性[61]。因此，建筑活动和建筑存量集群在连接中心和郊区集群的附属中心出现。在这一多中心集中阶段，包括北京在内的17个城市的建筑存量集群之间的距离较近（DI < 20）[图4（d）]。处于单中心集中阶段的11个城市分别是贵阳、海口、邯郸、兰州、拉萨、临沂、南昌、南阳、乌鲁木齐、西宁和周口；处于多中心分散阶段的22个城市为保定、长沙、重庆、大连、佛山、福州、哈尔滨、杭州、洛阳、南宁、南通、宁波、青岛、泉州、石家庄、苏州、唐山、潍坊、温州、无锡、银川和郑州；处于多中心集中阶段的17个城市为北京、长春、成都、广州、合肥、呼和浩特、济南、昆明、南京、上海、沈阳、深圳、太原、天津、武汉、厦门和西安。聚类数目、离散指数和基尼指数的平均值列于表中，括号内为范围。

中国城市的建筑材料存量发展呈现出“均衡—非均衡—均衡”的发展路径，与上述“集中—分散—集中”模式相对应。这最初体现在基尼指数的变化上[三个阶段的平均值分别为0.58、0.65和0.58；见表1和图4（e）~（h）]。此外，50个城市的建筑材料存量增长呈现双参数指数分布模式[以图5（a）中北京、苏州和临沂的概率密度函数为例，其他城市的详细情况见附录A中的第S3.4节和附录A.6]。

图5（b）显示了50个城市在四个象限内的分布情况，这四个象限分别由位置参数（水平方向上，低存量网格比例增加）和规模参数（垂直方向上，存量分布均匀度增加）定义，这两个参数分别是指数分布的两个参数。单中心集中阶段（绿星）和多中心集中阶段（蓝星）的城市群中心出现在第二象限。这表明建筑材料存量分布相对均匀。相比之下，多中心分散阶段的城市群中心（橙色星）位于第四象限。这表明建筑材料存量的空间分布相对不均

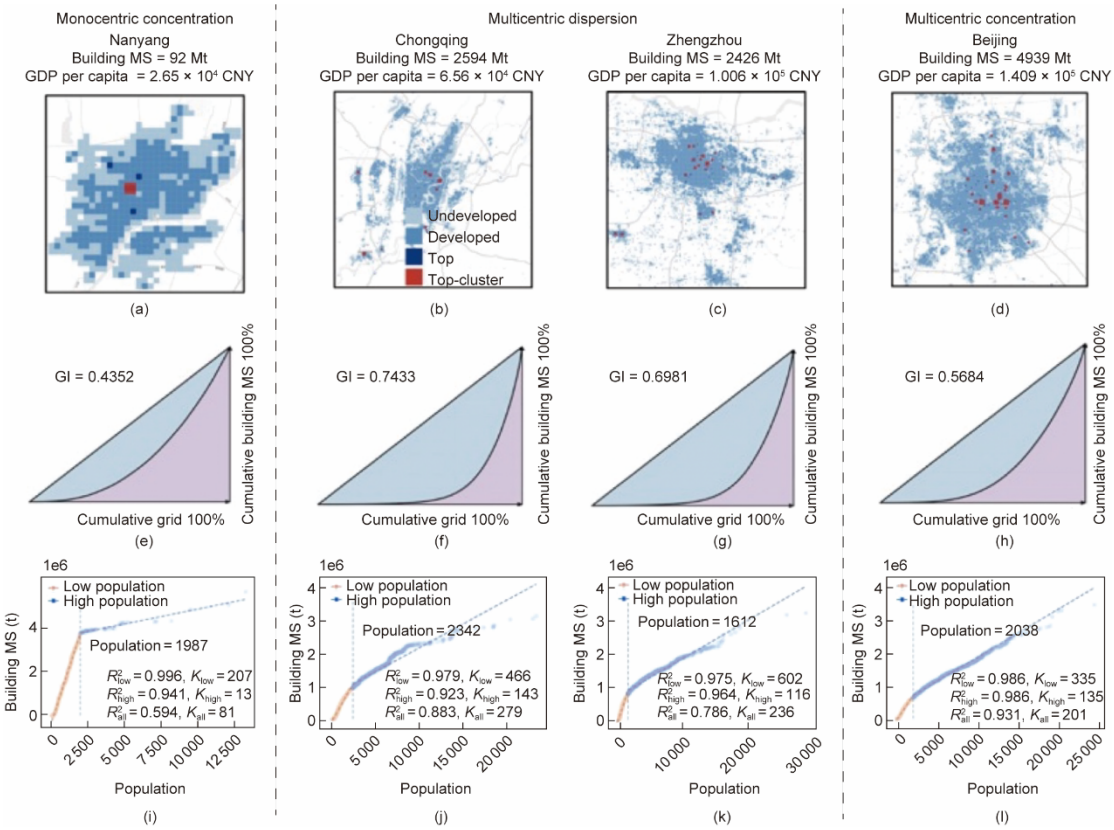

图4. 500 m细粒度建筑材料存量空间格局——以南阳、重庆、郑州和北京为例。（a）~（d）建筑材料存量网格中不发达（城市存量网格从0到中等值）、发达（城市存量网格从中等到最高值）、顶级（所有城市存量网格的前1%）和顶级集群（顶级网格的集群）的空间分布（网格分类详见附录A中的第S3.1节）。（e）~（h）建筑材料存量的基尼指数。（i）~（l）建筑材料存量（带断点）与人口两阶段的线性相关关系（网格级，按升序排列）。K代表不同线性分布的斜率。

匀。具有这种不平衡状态的城市数量较多（50个城市中有22个），说明需要优化城市建成环境存量的规划，加强城乡地区的协调发展[62–63]。在此背景下，建成环境存量较高但较为均衡的城市（如长春，有8个集群，DI为13，GI为0.46）可以为中国其他城市的存量积累路径提供启示。

在分辨率为500 m的所有50个城市中，空间细化的建筑材料存量和网格人口呈线性相关，且在较小的人口网格（平均$R^2 = 0.98$）和较大的人口网格（平均$R^2 = 0.94$）间有一个断点。这些断点是根据连续分段线性函数算法确定的[64]，网格人口的断点大多在1000~3000之间；图4（i）~（l）中的南阳、重庆、郑州和北京是为例证，其他城市的详细情况请参见补充资料S3.5节。研究表明，人口较少的网格（$K_{low} = 526$）的存量增长率明显高于人口较多的网格（$K_{high} = 98$）。这意味着城市化初期需要投入更多的材料。

3.3. 讨论与启示

研究结果表明，中国许多城市的建成环境存量在人均水平和单位面积水平上接近或高于工业化国家成熟城市。这与早期关于中国主要建筑材料（如水泥[20,65]和骨料[66]）在全国范围内存量模式的研究结果一致。这种模式反映了中国过去几十年的建设热潮以及房地产和基础设施驱动的城市化进程。由于人口众多、土地面积日益有限，中国许多城市正在建设高层住宅和非住宅建筑，从而以天际线换取空间。由此可见，从材料存量角度来理解城市发展，为描述和了解城市化提供了一个重要的补充视角，这很大程度在当前侧重于人口增长[67]和土地利用变化[68]的城市化相关文献中是缺失的。

城市建成环境存量在城市之间和城市内部的空间细化模式清晰展现了城市社会经济发展（如人口和GDP）、地貌（如位置和土地面积）和城市形态（如BtR比率和土地利用结构）在决定存量的总量、行业分布和空间分布方面的作用。因此，在设定建成环境建设的速度、促进建筑与基础设施发展的协调以及制定空间规划和城市资源管理方法时应充分考虑不同城市的不同发展阶段[69–70]。这些明确的时空模式可以为中国西部和世界其他城市未来的城市化进程提供启示，以规避失衡阶段，避免空间锁定，同时为公众、政府或行业利益相关者提供优化城市空间规划

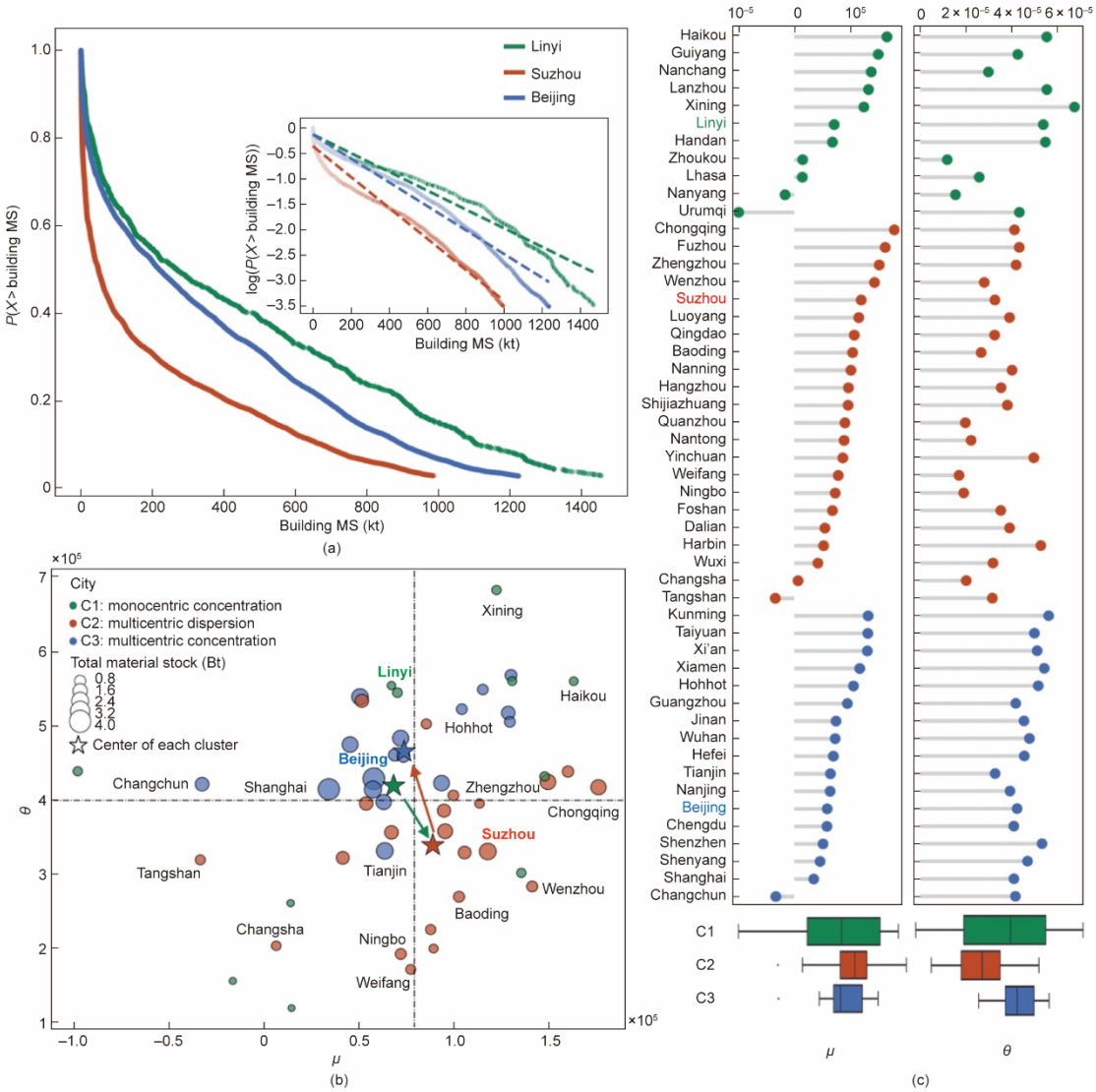

图5. 中国城市建筑材料存量增长的双参数指数分布模式。（a）北京、苏州和临沂的曲线；（b）~（c）位置参数μ决定低存量网格沿水平轴过渡程度和比例，尺度参数θ表示按三个阶段划分的50个城市双参数指数分布曲线的坡度图水平和存量分布均匀度。（b）中的两条虚线表示μ和θ的平均值。

和城市系统工程的见解，实现智慧资源、废物和气候战略以及城市的循环低碳转型。

这些对城市系统工程的影响主要体现在资源和废物管理方面。例如，通过绘制高分辨率的城市建成环境存量图，可以深入了解城市资源效率，并预测未来产生的建筑废弃物的数量、成分、位置和价值。目前，中国的建筑和拆除垃圾大多被倾倒或填埋，仅有5%得到回收利用[71]。考虑到在可预见的未来中国持续的城市化和建设热潮，这一挑战将进一步升级。通过研究高时空分辨率的建成环境存量，了解城市资源地图[12]特征，可促进城市的循环转型[72]。这包括基于空间和物流优化的废物管理和城市采矿，力求最大限度地降低经济成本并实现再利用和再循环。

此外，了解城市建成环境存量对气候的影响有助于讨论城市建设和运营过程中温室气体排放的核算和减缓问题。采用碳替代值（CRV）[73–74] 估算城市建设过程中产生的排放量，即使用当前技术和材料替换城市现有存量所产生的排放量。据估计，50个选定城市的总体CRV排放量为32 Gt。这相当于2019年全球温室气体排放量的60% [75]或2021年全球二氧化碳排放量的90% [76]。北京（2.29 Gt或1.61 t·m^{-2}）、上海（2.12 Gt或2.12 t·m^{-2}）、成都（1.33 Gt或2.57 t·m^{-2}）、苏州（1.27 Gt或2.75 t·m^{-2}）和天津（1.26 Gt或1.25 t·m^{-2}）的CRV排放量位居前五位，与最高的城市建成环境存量相对应，且远大于欧洲城市（如欧登塞的11 Mt [73]）和澳大利亚城市（如墨尔本的24 Mt [77]）。城市建成环境存量对于为居民提供基本服务至关重要。这50个城市的CRV排放量可作为中国其他287个地级市达到相同服务水平的气候配额基准。在深圳

和成都这两个以高科技和服务型经济为主的城市，观察到相对较低的运营排放量和较高的CRV排放量。在此背景下，经济发达、产业结构升级、运行排放低、建成环境存量低、CRV排放低的城市（如附录A中的图S22第三象限中的长沙、泉州、南通和厦门）可被视为中国乃至全球其他中小城市低碳转型的典范。假设城市建成环境存量与社会经济参数之间的相关性（附录A中的图S12~14）适用于其他287个城市，则中国城市的进一步扩张至少需要251 Gt的建筑材料，相当于71 Gt的CRV排放量（或约为中国目前年碳排放量的七倍[78]）。因此，中国迫切需要采取促进排放密集型建筑材料（特别是钢材[79]和水泥[80]）的技术创新、提高材料效率[81]、延长建筑寿命[31]和优化空间规划[82–83]等策略来减少城市建设过程中的排放。所有这些都应从城市系统工程的角度纳入未来的模型开发和政策制定中，以实现城市的循环低碳转型。

3.4. 方法验证和局限性

当数据不完整阻碍了传统的建筑存量计算时，本文提出的机器学习方法为估计城市材料存量提供了一种快速有效的方法，并设计了四种交叉验证来检验所提出的模型，并探索由此产生的不确定性。在四个不同的验证集中，模型的预测误差分别为0.23%、3.79%、0.119% 和 0.02%。这表明，无论在哪个城市，这种基于网格的方法都能很好地预测建筑材料存量。由于冬季取暖需求不同，中国南北方的建筑材料构成存在一定差异。然而，大量的网格样本以及覆盖北方（北京）和南方（广州和深圳）的三个抽样城市，使得机器学习模型能够将建筑属性映射到抽样城市的存量值，并对其他城市做出准确预测。

本文将2018年城市建筑存量汇总结果与自下而上的核算研究结果[84]进行比较，结果显示平均差异小于20%（重庆2.59 Gt vs 3.46 Gt，上海4.19 Gt vs 4.75 Gt，天津3.46 Gt vs 2.78 Gt）。研究认为，建筑类型分类和参考年份可能是造成这些差异的原因。此外，本研究的建筑存量结果明显高于其他两项针对中国少数城市的研究[27,38]。这种差距主要与不同的估算年份（本研究中为2018年，之前文献中为2010年）以及这两项研究对非住宅建筑存量的低估有关（见附录A中的表S19）。总体而言，本研究首次大规模（50个城市）量化了城市之间和城市内部的城市建成环境存量。

本文提出的机器学习方法有助于估计城市间和城市内部的材料存量，总体建模性能良好。不过，该方法也存在一定局限性。首先，由于存在数据缺口，绝对存量结果不可避免具有不确定性和局限性。理想情况下，MCI数据应具体到每栋建筑或每个交通基础设施。我们收集了1963—2017年间建造的2000多个建筑样本，并使用平均值得出了不同建筑类型的MCI。这种单位平方米指标非常便于用于其他场景，但并不与建筑面积呈线性比例关系。例如，大面积建筑的材料系数低于小面积建筑[85]。随着建筑高度的增加，需要系数更高的材料来承受风和地震荷载[86]。因此，建筑存量的绝对值往往有高达±30%的不确定性。其次，数据收集过程可能会引入误差，如建筑物的覆盖范围可能不完整，建筑物和基础设施的矢量图可能与实际情况不同，从而导致结果的不确定性。在处理陶瓷和玻璃等成分比例较低的材料时，机器学习模型的性能也可能会受到影响。但由于它们对总量的贡献微不足道，其影响相对可以忽略不计。最后，研究中使用碳核算数据库（Carbon Emission Accounts and Datasets）和中国生命周期基础数据库（Chinese Life Cycle Database）中基于过程的排放因子，利用eBalance软件计算CRV。这并不包括与供应链相关的环境影响。因此，由于排放核算中的截断误差[87]，CRV可能会被低估。总体而言，本研究首次对城市建成环境存量进行大规模量化，在解释结果时应考虑以上局限性。

4. 结论

本文利用多源地理大数据、机器学习和自下而上的存量核算方法，在500 m细粒度水平上对中国50个选定城市的建成环境存量进行了描述。这种大规模的实证分析有助于揭示中国城市因其不同的社会经济、地貌和城市形态特征而在存量方面存在的巨大差异。特别是，中国城市建筑材料存量发展遵循双参数指数分布模式和“集中—分散—集中”路径。本文的研究结果为城市化的特征描述和信息获取提供了一个重要但迄今为止在很大程度上缺失的存量视角。这不仅为城市规划者和政策制定者提供了空间规划的指导信息，还促进了城市系统工程向循环低碳城市转型。该模型框架可以在更多城市中得到扩展和验证，从而为中国和其他国家未来的城市化带来更多启示。

致谢

本研究得到了国家自然科学基金（71991484、42271471、72088101、41830645）、丹麦高等教育与科学局（国际网络项目，0192-00056B）和中央高校基本科研业务费（北京大学）的资助。感谢加州大学圣巴巴拉分校的

Michael F. Goodchild教授对本文初稿提出的宝贵意见。

Compliance with ethics guidelines

Zhou Huang, Yi Bao, Ruichang Mao, Han Wang, Ganmin Yin, Lin Wan, Houji Qi, Qiaoxuan Li, Hongzhao Tang, Qiance Liu, Linna Li, Bailang Yu, Qinghua Guo, Yu Liu, Huadong Guo, and Gang Liu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.eng.2023.05.015.

References

[1] Kalnay E, Cai M. Impact of urbanization and land-use change on climate. Nature 2003;423(6939):528–31.

[2] Montgomery MR. The urban transformation of the developing world. Science 2008;319(5864):761–4.

[3] United Nations Department of Economic and Social Affairs. 68% of the world population projected to live in urban areas by 2050, says UN [Internet]. New York City: United Nations Department of Economic and Social Affairs; 2018 May 16 [cited 2023 May 17]. Available from: https://www.un.org/development/desa/en/news/population/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html.

[4] Liu T, Qi Y, Cao G, Liu H. Spatial patterns, driving forces, and urbanization effects of China's internal migration: county-level analysis based on the 2000 and 2010 censuses. J Geogr Sci 2015;25(2):236–56.

[5] Liu T, Liu H, Qi Y. Construction land expansion and cultivated land protection in urbanizing China: insights from national land surveys, 1996–2006. Habitat Int 2015;46:13–22.

[6] Zhong X, Hu M, Deetman S, Steubing B, Lin HX, Hernandez GA, et al. Global greenhouse gas emissions from residential and commercial building materials and mitigation strategies to 2060. Nat Commun 2021;12(1):6126.

[7] Jiang M, Behrens P, Wang T, Tang Z, Yu Y, Chen D, et al. Provincial and sector-level material footprints in China. Proc Natl Acad Sci USA 2019;116(52):26484–90.

[8] Creutzig F, Niamir L, Bai X, Callaghan M, Cullen J, Díaz-José J, et al. Demand-side solutions to climate change mitigation consistent with high levels of wellbeing. Nat Clim Chang 2022;12(1):36–46.

[9] Chen S, Chen B, Feng K, Liu Z, Fromer N, Tan X, et al. Physical and virtual carbon metabolism of global cities. Nat Commun 2020;11(1):182.

[10] Zhong X, Deetman S, Tukker A, Behrens P. Increasing material efficiencies of buildings to address the global sand crisis. Nat Sustain 2022;5(5):389–92.

[11] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate change 2014—mitigation of climate change. Working group III contribiution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York City: Cambridge University Press; 2014.

[12] Lanau M, Liu G. Developing an urban resource cadaster for circular economy: a case of Odense. Denmark Environ Sci Technol 2020;54(7):4675–85.

[13] Kennedy CA, Stewart I, Facchini A, Cersosimo I, Mele R, Chen B, et al. Energy and material flows of megacities. Proc Natl Acad Sci USA 2015;112(19):5985–90.

[14] World Green Building Council. New report: the building and construction sector can reach net zero carbon emissions by 2050. Report. London: World Green Building Council; 2019 Sep 23.

[15] Watts M. Cities spearhead climate action. Nat Clim Chang 2017;7(8):537–8.

[16] Duan H, Li J, Liu G. Growing threat of urban waste dumps. Nature 2017;546:599.

[17] Nagendra H, Bai X, Brondizio ES, Lwasa S. The urban south and the predicament of global sustainability. Nat Sustain 2018;1(7):341–9.

[18] Wang T, Müller DB, Graedel TE. Forging the anthropogenic iron cycle. Environ Sci Technol 2007;41(14):5120–9.

[19] Müller DB, Wang T, Duval B, Graedel TE. Exploring the engine of anthropogenic iron cycles. Proc Natl Acad Sci USA 2006;103(44):16111–6.

[20] Cao Z, Shen L, Løvik AN, Müller DB, Liu G. Elaborating the history of our cementing societies: an in-use stock perspective. Environ Sci Technol 2017;51(19):11468–75.

[21] Heeren N, Hellweg S. Tracking construction material over space and time: prospective and geo-referenced modeling of building stocks and construction material flows. J Ind Ecol 2019;23(1):253–67.

[22] Mao R, Bao Y, Duan H, Liu G. Global urban subway development, construction material stocks, and embodied carbon emissions. Humanit Soc Sci Commun 2021;8(1):83.

[23] Liu Q, Cao Z, Liu X, Liu L, Dai T, Han J, et al. Product and metal stocks accumulation of China's megacities: patterns, drivers, and implications. Environ Sci Technol 2019;53(8):4128–39.

[24] Huang C, Han J, Chen W Q. Changing patterns and determinants of infrastructures' material stocks in Chinese cities. Resour Conserv Recycling 2017;123:47–53.

[25] Tanikawa H, Hashimoto S. Urban stock over time: spatial material stock analysis using 4D-GIS. Build Res Inform 2009;37(5–6):483–502.

[26] Lanau M, Liu G, Kral U, Wiedenhofer D, Keijzer E, Yu C, et al. Taking stock of built environment stock studies: progress and prospects. Environ Sci Technol 2019;53(15):8499–515.

[27] Guo J, Miatto A, Shi F, Tanikawa H. Spatially explicit material stock analysis of buildings in eastern China metropoles. Resour Conserv Recycling 2019;146:45–54.

[28] Takahashi KI, Terakado R, Nakamura J, Adachi Y, Elvidge CD, Matsuno Y. In-use stock analysis using satellite nighttime light observation data. Resour Conserv Recycling 2010;55(2):196–200.

[29] Bao Y, Huang Z, Wang H, Yin G, Zhou X, Gao Y. High-resolution quantification of building stock using multi-source remote sensing imagery and deep learning. J Ind Ecol 2023;27(1):350–61.

[30] Bai X, Shi P, Liu Y. Society: realizing China's urban dream. Nature 2014;509(7499):158–60.

[31] Cao Z, Liu G, Duan H, Xi F, Liu G, Yang W. Unravelling the mystery of Chinese building lifetime: a calibration and verification based on dynamic material flow analysis. Appl Energy 2019;238:442–52.

[32] Hong L, Zhou N, Feng W, Khanna N, Fridley D, Zhao Y, et al. Building stock dynamics and its impacts on materials and energy demand in China. Energy Policy 2016;94:47–55.

[33] Wang H, Lu X, Deng Y, Sun Y, Nielsen CP, Liu Y, et al. China's CO_2 peak before 2030 implied from characteristics and growth of cities. Nat Sustain 2019;2(8):748–54.

[34] Mao R, Duan H, Dong D, Zuo J, Song Q, Liu G, et al. Quantification of carbon footprint of urban roads via life cycle assessment: case study of a megacity—Shenzhen. China J Clean Prod 2017;166:40–8.

[35] Wang T, Zhou J, Yue Y, Yang J, Hashimoto S. Weight under steel wheels: material stock and flow analysis of high-speed rail in China. J Ind Ecol 2016;20(6):1349–59.

[36] Guo Z, Hu D, Zhang F, Huang G, Xiao Q. An integrated material metabolism model for stocks of urban road system in Beijing. China Sci Total Environ 2014;470–471:883–94.

[37] Mao R, Bao Y, Huang Z, Liu Q, Liu G. High-resolution mapping of the urban built environment stocks in Beijing. Environ Sci Technol 2020;54(9):5345–55.

[38] Han J, Chen WQ, Zhang L, Liu G. Uncovering the spatiotemporal dynamics of urban infrastructure development: a high spatial resolution material stock and flow analysis. Environ Sci Technol 2018;52(21):12122–32.

[39] Guo J, Fishman T, Wang Y, Miatto A, WuytsW, Zheng L, et al. Urban development and sustainability challenges chronicled by a century of construction material flows and stocks in Tiexi. China J Ind Ecol 2021;25(1):162–75.

[40] Gong P, Chen B, Li X, Liu H, Wang J, Bai Y, et al. Mapping essential urban land use categories in China (EULUC-China): preliminary results for 2018. Sci Bull 2020;65(3):182–7.

[41] WorldPop. Global high resolution population denominators project—funded by the bill and melinda gates foundation [Internet]. Otara: WorldPop; 2020 Feb 1 [cited 2023 May 17]. Available from: https://www. worldpop. org/geodata/summary?id=24924

[42] Ester M, Kriegel HP, Sander J, Xu X. A density-based algorithm for

discovering clusters in large spatial databases with noise. In: Proceedings of the Second International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining (KDD-96); 1996 Aug 2–4; Oregon, Portland. Cambridge: AAAI Press; 1996. p. 226–31.
[43] United Nations Environment Programme (UNEP). Global resources outlook 2019: natural resources for the future we want. Report. Paris: International Resource Panel (IRP); 2019.
[44] Kleemann F, Lederer J, Rechberger H, Fellner J. GIS-based analysis of Vienna's material stock in buildings. J Ind Ecol 2017;21(2):368–80.
[45] Miatto A, Schandl H, Forlin L, Ronzani F, Borin P, Giordano A, et al. A spatial analysis of material stock accumulation and demolition waste potential of buildings: a case study of Padua. Resour Conserv Recycling 2019;142:245–56.
[46] Streeck J, Wiedenhofer D, Krausmann F, Haberl H. Stock-flow relations in the socio-economic metabolism of the United Kingdom 1800–2017. Resour Conserv Recycling 2020;161:104960.
[47] Bai X, Chen J, Shi P. Landscape urbanization and economic growth in China: positive feedbacks and sustainability dilemmas. Environ Sci Technol 2012; 46(1):132–9.
[48] Liu Z, Deng Z, He G, Wang H, Zhang X, Lin J, et al. Challenges and opportunities for carbon neutrality in China. Nat Rev Earth Environ 2021;3(2): 141–55.
[49] Meng X, Long Y. Shrinking cities in China: evidence from the latest two population censuses 2010–2020. Environ Plann A 2022;54(3):449–53.
[50] Qi W, Liu S, Zhao M, Liu Z. China's different spatial patterns of population growth based on the "Hu Line". J Geogr Sci 2016;26(11):1611–25.
[51] Tan J, Lo K, Qiu F, Liu W, Li J, Zhang P. Regional economic resilience: resistance and recoverability of resource-based cities during economic crises in northeast China. Sustainability 2017;9(12):2136.
[52] Gao B, Huang Q, He C, Sun Z, Zhang D. How does sprawl differ across cities in China? A multi-scale investigation using nighttime light and census data. Landsc Urban Plan 2016;148:89–98.
[53] VandeWeghe JR, Kennedy C. A spatial analysis of residential greenhouse gas emissions in the Toronto Census Metropolitan Area. J Ind Ecol 2007; 11(2): 133–44.
[54] Gontia P, Thuvander L, Ebrahimi B, Vinas V, Rosado L, Wallbaum H. Spatial analysis of urban material stock with clustering algorithms: a northern European case study. J Ind Ecol 2019;23(6):1328–43.
[55] Tanikawa H, Fishman T, Okuoka K, Sugimoto K. The weight of society over time and space: a comprehensive account of the construction material stock of Japan, 1945–2010. J Ind Ecol 2015;19(5):778–91.
[56] Schiller G, Müller F, Ortlepp R. Mapping the anthropogenic stock in Germany: metabolic evidence for a circular economy. Resour Conserv Recycling 2017; 123:93–107.
[57] Daxbeck H, Buschmann H, Neumayer S, Brandt B. Methodology for mapping of physical stocks. Sixth framework programme priority. Report. Austria: Resource Management Agency (RMA); 2009 Oct 6. Contract No.: 044409.
[58] Zhao G, Zheng X, Yuan Z, Zhang L. Spatial and temporal characteristics of road networks and urban expansion. Land 2017;6(2):30.
[59] Hong J, Chu Z, Wang Q. Transport infrastructure and regional economic growth: evidence from China. Transportation 2011;38(5):737–52.
[60] Ameen RFM, Mourshed M, Li H. A critical review of environmental assessment tools for sustainable urban design. Environ Impact Assess Rev 2015; 55:110–25.
[61] Thacker S, Adshead D, Fay M, Hallegatte S, Harvey M, Meller H, et al. Infrastructure for sustainable development. Nat Sustain 2019;2(4):324–31.
[62] Song Y. Rising Chinese regional income inequality: the role of fiscal decentralization. China Econ Rev 2013;27:294–309.
[63] Li KQ. Report on the work of the government [Internet]. Beiing: State Council of the People's Republic of China; 2019 May 16 [cited 2023 May 17]. Available from: https://english. www. gov. cn/premier/speeches/2019/03/16/content_281476565265580.htm.
[64] Jekel CF, Venter G. pwlf: a Python library for fitting 1D continuous piecewise linear functions [Internet]. Online: GetHub, Inc.; 2019 Feb 6 [cited 2023 May 17]. Available from: https://github.com/cjekel/piecewise_linear_fit_py.
[65] Cao Z, Myers RJ, Lupton RC, Duan H, Sacchi R, Zhou N, et al. The sponge effect and carbon emission mitigation potentials of the global cement cycle. Nat Commun 2020;11(1):3777.
[66] Ren Z, Jiang M, Chen D, Yu Y, Li F, Xu M, et al. Stocks and flows of sand, gravel, and crushed stone in China(1978–2018): evidence of the peaking and structural transformation of supply and demand. Resour Conserv Recycling 2022;180:106173.
[67] Buhaug H, Urdal H. An urbanization bomb? Population growth and social disorder in cities. Glob Environ Change 2013;23(1):1–10.
[68] Lai L, Huang X, Yang H, Chuai X, Zhang M, Zhong T, et al. Carbon emissions from land-use change and management in China between 1990 and 2010. Sci Adv 2016;2(11):e1601063.
[69] Elmqvist T, Andersson E, Frantzeskaki N, McPhearson T, Olsson P, Gaffney O, et al. Sustainability and resilience for transformation in the urban century. Nat Sustain 2019;2(4):267–73.
[70] York R, Rosa EA, STIRPATDietz T., IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. Ecol Econ 2003;46(3): 351–65.
[71] Huang B, Wang X, Kua H, Geng Y, Bleischwitz R, Ren J. Construction and demolition waste management in China through the 3R principle. Resour Conserv Recycling 2018;129:36–44.
[72] Ajayebi A, Hopkinson P, Zhou K, Lam D, Chen HM, Wang Y. Spatiotemporal model to quantify stocks of building structural products for a prospective circular economy. Resour Conserv Recycling 2020;162:105026.
[73] Lanau M, Herbert L, Liu G. Extending urban stocks and flows analysis to urban greenhouse gas emission accounting: a case of Odense. Denmark J Ind Ecol 2021;25(4):961–78.
[74] Müller DB, Liu G, Løvik AN, Modaresi R, Pauliuk S, Steinhoff FS, et al. Carbon emissions of infrastructure development. Environ Sci Technol 2013; 47(20):11739–46.
[75] UNEP Copenhagen Climate Centre. Emissions gap report 2020. Report. Copenhagen: UNEP Copenhagen Climate Centre; 2020 Dec 9.
[76] Liu Z, Deng Z, Davis SJ, Giron C, Ciais P. Monitoring global carbon emissions in 2021. Nat Rev Earth Environ 2022;3(4):217–9.
[77] Stephan A, Athanassiadis A. Quantifying and mapping embodied environmental requirements of urban building stocks. Build Environ 2017;114: 187–202.
[78] Mi Z, Wei YM, Wang B, Meng J, Liu Z, Shan Y, et al. Socioeconomic impact assessment of China's CO_2 emissions peak prior to 2030. J Clean Prod 2017; 142:2227–36.
[79] Yu B, Li X, Qiao Y, Shi L. Low-carbon transition of iron and steel industry in China: carbon intensity, economic growth and policy intervention. J Environ Sci 2015;28:137–47.
[80] Gao T, Shen L, Shen M, Liu L, Chen F, Gao L. Evolution and projection of CO_2 emissions for China's cement industry from 1980 to 2020. Renew Sustain Energy Rev 2017;74:522–37.
[81] Dunant CF, Drewniok MP, Sansom M, Corbey S, Cullen JM, Allwood JM. Options to make steel reuse profitable: an analysis of cost and risk distribution across the UK construction value chain. J Clean Prod 2018;183:102–11.
[82] Wang SH, Huang SL, Huang PJ. Can spatial planning really mitigate carbon dioxide emissions in urban areas? A case study in Taipei. Taiwan Landsc Urban Plan 2018;169:22–36.
[83] Bao Y, Huang Z, Li L, Wang H, Lin J, Liu G. Evaluating the human use efficiency of urban built environment and their coordinated development in a spatially refined manner. Resour Conserv Recycling 2023;189:106723.
[84] Song L, Han J, Li N, Huang Y, Hao M, Dai M, et al. China material stocks and flows account for 1978–2018. Sci Data 2021;8(1):303.
[85] Stephan A, Crawford RH. The relationship between house size and life cycle energy demand: implications for energy efficiency regulations for buildings. Energy 2016;116:1158–71.
[86] Helal J, Stephan A, Crawford RH. The influence of structural design methods on the embodied greenhouse gas emissions of structural systems for tall buildings. Structures 2020;24:650–65.
[87] Crawford RH, Stephan A, Prideaux F. The EPiC database: hybrid embodied environmental flow coefficients for construction materials. Resour Conserv Recycling 2022;180:106058.