1	
2	南京地区城市化对陆地生态系统总初级生产力的影响
3	陆婋泉1 刘颖1 李波1 陈宇沁1 苏慧玲1
4	
5	1 国网江苏省电力有限公司营销服务中心, 南京 210019
6	
7	摘 要 城市扩张会影响陆地生态系统碳吸收能力,表现为总初级生产力(GPP)
8	的变化,这可能影响生态系统功能和区域碳收支。城市扩张导致植被转化为不透
9	水面,造成植被覆盖下降,进而导致了 GPP 降低。然而,城市化对区域气候的
10	改变会影响植被生长,同时在气候变化的背景下,植被生产力也在随着时间变化。
11	本研究以南京地区为研究区域,基于多源遥感数据和降尺度植被生产力数据,分
12	析了 2000—2020 年南京城市扩张进程及对 GPP 直接影响的时空变化,同时分析
13	了气候变化与城市化的间接效应对直接影响的补偿作用。结果表明,南京地区在
14	2000-2020年城区范围出现明显扩张,不透水面的覆盖面积由 620.31 km ² 增长至
15	2020年的1245.66 km ² ,增加了一倍以上。由于城市化强度提高,土地覆盖变化
16	产生的直接影响导致南京城区 GPP 下降-345.98 gC/m²/a, 而区域气候变化和城市
17	化的间接效应使城区 GPP 增加 298.67 gC/m ² /a,抵消了直接效应的 86.33%。城
18	区范围内间接影响的增加趋势和贡献率高于郊区,证明城市环境促进了城区剩余
19	植被生长。在全球变暖和城市化继续发展的背景下,了解城市扩张如何影响植被
20	生产力有助于我们更好地应对全球变化挑战、推动构建生态文明城市,具有重要
21	的现实意义和参考价值。

22 关键词:城市化、总初级生产力(GPP)、直接影响、间接影响¹

通讯作者 通讯作者姓名 陆姚泉, E-mail: seueelab_lxq@163.com

资助项目 本项目受国网江苏省电力有限公司科技项目资助(项目编号 J2022091)。

Funded by This research was supported by the Science and technology project of State Grid Jiangsu Electric Power Company (NO.J2022091).

收稿日期 2023-06-03; 收修订稿日期 2023-08-30

作者简介 陆婋泉,女,1985 年出生, 博士研究生,主要从事双碳相关技术研究。E-mail: seueelab_lxq@163.com

23

24

Impact of urbanization on vegetation productivity in Nanjing

Xiaoquan Lu¹, Ying Liu¹, Bo Li¹, Yuqin Chen¹ and Huilin Su¹

25 1 State Grid Jiangsu Marketing Service Center, Nanjing 210019

26

Abstract Urban expansion has an impact on the carbon sequestration capacity of 27 terrestrial ecosystems through alterations in gross primary productivity (GPP), which 28 29 can have implications for ecosystem functioning and regional carbon budgets. Urban 30 expansion leads to the transformation of vegetation into impervious water, resulting in the reduction of vegetation cover, which in turn leads to the reduction of GPP. 31 However, the change of regional climate caused by urbanization will affect vegetation 32 33 growth, and vegetation productivity also changes with time under the background of climate change. Based on multi-source remote sensing data and downscaled 34 vegetation productivity data, this study examines the spatiotemporal dynamics of 35 urban expansion, its direct and indirect impacts on gross primary productivity (GPP) 36 37 in Nanjing from 2000 to 2020, and the compensation proportion of the indirect effects 38 of urbanization and climate change for direct effects. The findings indicate a significant expansion of the urban area in Nanjing between 2000 and 2020, resulting 39 in the double of impervious surface from 620.31 km² in 2000 to 1245.66 km² in 2020. 40 Due to the increase of urbanization intensity, the direct effect of land cover change 41 resulted in a decrease of -345.98 gC/m²/a in the GPP of Nanjing urban area, while the 42 indirect effect of regional climate change and urbanization resulted in an increase of 43 298.67 gC/m²/a in the GPP of Nanjing urban area, which offset 86.33% of the direct 44 effect. The increasing trend and contribution rate of indirect influences in urban 45 46 areas surpass those in suburban areas, demonstrating that the urban environment fosters residual vegetation growth. In the context of the continuous expansion of 47 major cities worldwide, characterizing and understanding the impact of urban 48 expansion on vegetation productivity holds significant practical significance and 49 reference value in addressing global change challenges and promoting ecologically 50 civilized city construction. 51

- 52 Keywords Urbanization, Gross primary productivity (GPP), Direct impact, Indirect
- 53 impact
- 54



55 1 引言

最近几十年,全球多地都经历了快速的城市化和工业化进程,城市扩张已成 56 为全球变化重要的组成部分之一 (Vitousek et al., 1997; S. Zhao et al., 2016)。城市 57 化和工业化伴随着显著的土地利用与覆盖变化,是人类对自然环境和生态系统改 58 变最剧烈的方式之一,其引起的变化会对区域气候及陆地生态系统结构和功能产 59 生重大影响 (Carreiro & Tripler, 2005; Radeloff et al., 2010; Su et al., 2016; Tan et 60 al., 2005)。城市区域也是能量和水资源消耗中心,人类生产生活特别是工业活动 61 会改变区域水文条件, 增加人为热通量、温室气体与气溶胶的排放 (S. Chen & 62 Chen, 2016; Fu et al., 2015; Zhang et al., 2013)。城市地区原生植被及农田被建筑 63 物、道路等不透水面所替代,改变了城市区域的下垫面生物物理性质和热力学特 64 征,导致出现气温高于周边的"城市热岛效应" (Qian et al., 2022; 罗鑫玥 & 陈明 65 星,2019)。陆地生态系统为人类社会提供了食物、工农业生产原料和景观价值, 66 同时在区域气候调节、碳循环和水循环等方面具有重要的作用 (Migliavacca et al., 67 2021; Su et al., 2022)。城市扩张使城市区域的原生植被及农田被建筑物、道路等 68 不透水面所替代,会直接改变区域陆地生态系统结构和固碳能力;而城市化带来 69 的区域气候的变化也会对城市及周边地区植被的生长和碳吸收产生影响。全球陆 70 地生态系统可吸收约 30%的人为二氧化碳排放 (Le Quéré et al., 2018)。在迈向"双 71 碳"目标的背景下,考虑到陆地生态系统在减缓大气二氧化碳浓度上升方面所具 72 有的不可忽视的作用,迫切需要提高我们对城市化如何影响陆地生态系统碳循环 73 的认识 (Guan et al., 2019; Le Quéré et al., 2018; 朴世龙, 何悦等, 2022; 朴世龙, 74 岳超等,2022)。 75

植被总初级生产力(Gross Primary Productivity, GPP)是指植被通过光合作 76 用在单位时间和面积上固定的有机碳总量 (方精云等, 2001), 表征了植被的固碳 77 能力。GPP 决定了进入陆地生态系统的初始物质和能量,是生态系统功能的重要 78 指标。城市及周围地区植被 GPP 因城市扩张而发生变化,这可能会影响当地的 79 生态系统功能和生态安全,并进一步影响城市生态系统和环境的可持续性 80 (Grimm et al., 2008; Imhoff et al., 2000)。土地覆盖变化和城市环境的变化是决定 81 城市化对植被生长影响的主要因素。植被转化为不透水面导致植被覆盖度下降, 82 进而导致 GPP 降低是城市化的直接影响,其程度随城市化强度的增加而提高。 83

城市化还会通过改变植被生长环境而导致植被 GPP 变化,这与城市热岛效应、 84 CO2 施肥效应、氮沉降和人为管理有关。同时人类对城市地区绿地的人为绿化、 85 灌溉、施肥等管理措施会影响到植被 GPP, 而城市扩张后人为绿化种植的树木树 86 龄提高, 也会带来 GPP 的提高 (Y. Chen et al., 2022)。城市化导致包括区域温度 87 和水分条件、空气质量、CO2浓度等环境因素改变,这些因素之间复杂的相互作 88 用及人为管理可以对不同植物物种产生或积极或消极的间接影响 (Buyantuyev 89 & Wu, 2009; Piana et al., 2019)。为了全面量化城市化对植被生长的影响, Zhao et 90 al. (2016)提出了一个研究框架,定量地将城市化对植被的影响分为直接影响和间 91 接影响两部分。该框架的有效性和合理性在许多研究中得到了进一步的证实 (Y. 92 Chen et al., 2022; Jia et al., 2018; Q. Zhong et al., 2019)。然而该框架不能直接应用 93 于动态数据比较,因为它基于特定的时间点。为了系统地理解城市扩张过程对植 94 被的动态影响, Guan et al. (2019) 进一步提出了一个改进的动态框架, 以昆明市 95 为例研究了城市化影响的长时间序列变化。这些研究的结果为城市化的直接和间 96 接影响提供了重要的参考价值。 97

改革开放以来,伴随着显著的工业化进程,中国城市化率从1979年的17.92% 98 增长到 2020 年的 63.89%,中国经历了世界历史上规模最大、速度最快的城市化 99 进程,成为了全球城市扩张的热点地区 (Liu et al., 2021; Taubenböck et al., 2019; 100 L. Wang et al., 2012)。作为中国最具经济活力和对外开放最早的地区之一,长三 101 角城市群制造业发达,以新建工业园区和建设配套居住区驱动的城市扩张模式发 102 展迅速, 部分城市建成区已经连成一片 (Liu et al., 2021)。这些地区自古以来自 103 然环境良好,植被茂盛,在农业社会时被称为"鱼米之乡"。进入工业社会后, 104 工业园区、道路和居住用地侵占了耕地和自然植被,对区域气候和碳收支产生了 105 巨大影响 (H. Chen et al., 2016; Su et al., 2022)。南京地处长江三角洲西部,人口 106 密集、经济发达,是江苏省省会、南京都市圈核心城市和华东地区的特大城市。 107 南京是"十四五"规划纲要和 2035 年远景目标规划培育的大都市圈,拥有江宁 108 经济开发区、南京高新技术产业开发区(浦口)、南京经济技术开发区(栖霞) 109 和南京化学工业园区等典型产业园区,常住人口从 2000 年的 545 万增加至 2020 110 年的931万,城市面积过去20年扩张显著。 111

112 本文基于具有长时间序列的高分辨率地表覆盖数据和降尺度 GPP 产品,选

113 取南京作为研究案例,探究了南京市 2000-2020 年城市扩张趋势与 GPP 的变化
114 情况,评估和分析了城市扩张对植被 GPP 直接和间接影响的长期变化趋势,研
115 究结果可以对未来建设生态城市和环境友好型城市提供参考。

116

117 2 资料与方法

118 2.1 研究数据与预处理

119 2000-2020 年中国陆地生态系统年总初级生产力数据集来自国家生态科学
120 数据存储库 (Fan et al., 2023)。该数据集基于 ChinaFLUX 的长期联网观测数据和
121 其他关于植被、气候和土壤等因素的公开数据集,利用随机森林回归树模型生成
122 了 2000-2020 年每年中国陆地生态系统 GPP 数据,数据空间分辨率为 30 角秒(约
1 km),数据格式为 tiff。

土地覆盖类型数据采用了武汉大学杨杰和黄昕等人 (Yang & Huang, 2021) 124 制作的中国区域土地覆盖数据集 (China land cover dataset, CLCD), 该数据集基 125 于 Google Earth Engine 上 Landsat 影像,提供了 1985–2021 年中国区域逐年土地 126 覆盖数据集。CLCD 数据集将土地覆盖类型分为森林、灌丛、草地、农田、水体、 127 湿地、雪盖、裸土和不透水面九种类型。CLCD 数据集是目前少有的可公开获取 128 的 30m 分辨率长时序逐年土地覆被数据,其反映了中国快速的城市化进程和一 129 系列生态工程,揭示了气候变化条件下人类活动对土地覆盖的影响,在全球变化 130 研究中具有重要应用价值。 131

132 用于定义城市范围的数据集来自 Figshare 数据库,空间分辨率为1 km。该
133 数据集基于融合多源夜间灯光遥感观测数据,提供了 1992–2020 年全球范围内每
134 年城市覆盖范围,能有效捕捉城市化的历史轨迹 (M. Zhao et al., 2022)。基于该
135 数据集,定义以新街口(北纬 32°02'38"、东经 118°46'43")为中心半径 32km 范
136 围内,2000 年城区范围为老城区,2020 年相比 2000 年扩大的城区范围定义为新
137 城区,以新街口为中心半径 32 km 范围内在 2020 年仍为非城区的范围定义为郊
138 区(图 1)。

139 本研究以 GPP 数据经纬度网格为基准,用最邻近插值法将 1 km 城市范围数
140 据与 GPP 数据相匹配,同时将 30m 分辨率 CLCD 数据汇总到与 GPP 数据相同
141 的网格上,计算每个格点内不同地表覆盖类型的比例,获得每个格点逐年的城市

142 化强度。城市化强度定义为每个格点内不透水面所占的比例。南京地区周边非城
143 市地表覆盖类型以农田、水体和森林为主,其他类型的占比极少,故本研究中仅
144 对以上四种覆盖类型作统计。

145



146

147 图 1 南京市城市范围和研究区域。蓝线为以新街口为中心半径 32 km 的圆,老
148 城区指该范围内 2000 年的城市范围,新城区为 2020 年相比 2000 年增加的城市
149 范围。蓝线合围范围内的非城市区域定义为郊区。

Fig. 1 Study area and the urban area of Nanjing. The traditional urban area refers to the urban area in 2000, and the new urban area refers to the extended urban during 2000 to 2020. The blue line is a circle with a radius of 32 km centered at Xinjiekou, and the non-urban areas within the enclosure of the blue line are defined as suburbs.

154

155 2.2 研究方法

156 城市化对区域陆地生态系统的影响因素较多,包括植被损失、城市绿化、城
157 市热岛效应、城市绿地人工管理等。在这些影响因素中,城市建设导致的土地覆
158 盖变化是直接影响,它直接改变了植被覆盖面积,对生态系统碳吸收产生重要的
159 负面影响。气候变化和人为因素能够改变植被的生长状况,影响到剩余植被的生
160 长。

161 本文采用了 Guan et al. (2019) 改进的可以识别城市化对植被生产力直接和

162 间接影响的长时间变化的分析框架,该方法假设城市格点的植被生产力由植被覆
163 盖的比例所决定,以某一时刻为基准,城市扩张的直接效应与城市化强度变化线
164 性相关,而之后每年的实际 GPP 与城市扩张后理论 GPP 值的差值定义为包含气
165 候变化影响和城市化局地间接影响的剩余项,方便起见后续简称间接影响。

166 如下所示,城市化的直接效应以 to 时刻生态系统状态为基准,计算从 to 时刻
 167 到 t₁ 时刻理论上由于城市扩张所造成的 GPP 损失:

$$D(x,t_1) = -(\beta(x,t_1) - \beta(x,t_0)) * \frac{GPP(x,t_0)}{1 - \beta(x,t_0)}$$

169 其中 D(x,t₁) 表示 x 格点 t₁ 时刻的城市化对植被生产力的直接影响,β(x,t₀) 和
170 β(x,t₁) 分别表示 x 格点上 t₀ 时刻和 t₁ 时刻的城市化强度,GPP(x,t₀)是 x 格点 t₀
171 时刻的总初级生产力值。理论上,在不考虑气候背景变化和城市化的间接效应时,
172 t₁ 时刻的 GPP 应该是 t₀ 时刻的 GPP 加上直接效应,即:

$$GPP_h(x,t_1) = GPP(x,t_0) + D(x,t_1)$$

173

176

168

174 但实际的 GPP 会与理论值存在差异,根据 Guan et al. (2019)提出的框架,我们定175 义这个差值为包含气候变化贡献的间接效应:

 $I(x,t_1) = GPP(x,t_1) - GPP_h(x,t_1)$

177 其中 GPP(x,t1) 是城市化后实际 GPP 值, I(x,t1) 是 x 格点 t1 时刻的间接效应。

178 本研究选取 2000 年作为参考标准,计算了 2001-2020 年南京城市化对老城
179 区、新城区和郊区三个区域 GPP 的直接和间接影响,并分析了距城市中心不同
180 距离上的直接与间接影响。

181

182 3 结果与分析

183 3.1 2000-2020 年南京城市扩张与植被生产力变化趋势

184 图 2 显示了 2000 年和 2020 年南京市城区及周边土地覆盖变化与植被 GPP
185 变化趋势。南京过去 20 年呈现出以老城区为中心,多板块扩张的城市发展模式。
186 2000 年南京市城区范围集中在长江以南,周边以农田为主,长江以北的老山山
187 脉和城东方向的宁镇山脉环绕主城区,而长江以北的不透水面成点状聚集分布

(图 2a)。2000-2020年间南京长江以南城区范围向东北、西南和南部有明显扩 188 张(图 2c),而江北城区扩张受老山和长江的限制,形成了西南一东北方向的连 189 成一片条带状城区(图 2b)。与此同时,南京主城区周边的中小城市也扩张显著, 190 郊区不透水面比例也有所增加。在以南京新街口为中心半径 32 km 范围内, 不透 191 水面覆盖面积从 2000 年的 620.31 km² 增长至 2020 年的 1245.66 km², 面积扩大 192 了约一倍。城市的扩张直接改变了原有的自然植被和农田,森林和农田面积分别 193 下降了 102.63 km² 和 500.52 km²。与城市扩张相对应, GPP 变化趋势在不同区域 194 也存在差异。整体而言,南京及周边植被 GPP 呈现上升趋势,这与全球尺度的 195 植被变绿趋势相一致,但是不透水面比例增加显著的区域,植被 GPP 上升趋势 196 不显著或表现为显著的下降趋势,这表明城市化导致了植被损失,使生态系统碳 197 吸收功能受到了不利影响(图 2d)。 198

我们统计了2000和2020年距城市中心不同距离范围内的城市化强度和平均 199 GPP。如图 3 所示, 距城市中心越远, 城市化强度越低, 植被 GPP 越高。2000 200 年,城市建成区主要集中在距市中心 12km 范围内,市中心 4 km 内 GPP 接近于 201 0。16 km 范围外, GPP 不再随距离增加而改变, 相对稳定在 1100 gC/m²/a 上下。 202 2000-2020 年, 距市中心 8~20 km 范围的城市化强度显著增加, 区域平均 GPP 203 相对保持不变或略有下降。距市中心 20 km 范围外,城市化强度与 GPP 均有增 204 加。同时注意到在 2000 年和 2020 年,距市中心 32 km 之外城市化强度与 GPP 205 不再随距离增加而明显变化,因此我们在定义郊区范围时采用半径为 32 km 范围 206 作为受城市化影响显著的区域。 207

根据 2.1 节定义的老城区、新城区和郊区范围,统计了三个区域 2000-2020 208 年不同地表覆盖类型占比变化和 GPP 变化趋势 (图 4)。老城区范围内不透水面 209 占绝对多数,其占比从 2000 年的 63.17% 逐步增加,在 2015 年后相对稳定在 80% 210 左右(图 4a)。新城区不透水面占比从 2000 年的 19.35% 增加到 2020 年的 54.3%, 211 增长最为明显,逐渐接近老城区 2000 年的水平(图 4b)。南京市郊区在过去 20 212 年也存在村镇扩张和道路建设,因此郊区不透水面占比也有所增加(+9.12%, 213 图 4c)。城市扩张占用了大量的耕地,2000 年新城区农田在三种地表覆盖类型中 214 占绝对多数(72.24%),而在 2014 年新城区不透水面超过了耕地面积,到 2020 215 年老城区和郊区的耕地占比也分别下降了13.24%和6.41%。 216

217 对比三个区域的植被生产力可以发现,老城区由于植被覆盖最少,平均 GPP
218 最低,始终小于 500 gC/m²/a。郊区以耕地为主,同时有一定面积的森林,GPP
219 最高,可达约 1200 gC/m²/a。从变化趋势上来看,由于老城区和郊区植被覆盖损
220 失比例较小,GPP 并未下降,其中郊区 GPP 呈现显著上升趋势(+6.43 gC/m²/a,
221 p<0.05)。而与城市剧烈扩张相对应,新城区 GPP 呈现显著下降趋势(-4.64 gC/m²/a,
222 p<0.05),表明由于城市化,植被损失导致了陆地生态系统碳吸收能力下降。



223

224 图 2 2000-2020 年南京市城区及周边土地覆盖变化与 GPP 变化趋势。南京市 2000
225 年(a)和 2020 年(b) 30 m 土地覆盖分布。(c) 2000-2020 年城市化强度变化空间分
226 布。(d) 2000-2020 年 GPP 变化趋势。打点区域为 p<0.01 的区域。

Fig. 2 Land cover change and GPP trend in urban and surrounding areas of Nanjing from 2000 to 2020. Land cover distribution with a spatial resolution of 30 m in Nanjing in 2000 (a) and 2020 (b). (c) Spatial distribution of urbanization intensity changes from 2000 to 2020. (d) Trend of GPP from 2000 to 2020. The dotted area is the area with p<0.01.

232



233

234 图 3 2000 和 2020 年南京市平均城市化强度与 GPP 随距城市中心(北纬 32°02'38"、

235 东经 118°46'43")距离的分布。

Fig. 3 Average urbanization intensity and GPP at different distances from the urban center (32°02'38" N, 118°46'43" E) in 2000 and 2020.

238



240 图 4 南京老城区(a)、新城区(b)和郊区(c)土地覆盖类型变化与植被 GPP 变化(d)。

Fig. 4 Land cover change in old urban area(a), new urban area (b) and suburban area(c) and vegetation GPP trend (d) of Nanjing.

243

244 3.2 南京城市化的直接和间接影响

为了研究南京城市化对植被生产力的影响,我们计算了 2000-2020 年南京市 245 老城区、新城区和郊区的城市化直接效应和间接效应。2000-2020年由于城市不 246 透水面扩张,老城区、新城区和郊区城市化降低植被 GPP 的直接效应均随时间 247 增大(图 5),其中新城区不透水面扩张占用的耕地和森林面积最大,因此新城 248 区的城市化直接效应导致的植被 GPP 降低也最大, 2016-2020 年平均达-366.19 249 gC/m²/a,幅度远大于老城区和郊区的-191.06 gC/m²/a 和-101.59 gC/m²/a (表 1)。 250 在三个区域城市化的包含区域气候变化影响的间接效应对植被碳吸收均为促进 251 作用,提高了 GPP,在一定程度上缓解了城市扩张的负面影响。新城区间接效应 252 对 GPP 的促进作用的增长趋势最强(+16.61 gC/m²/a),老城区最弱(+11.74 253 $gC/m^2/a$). 254

我们统计了距南京市中心不同距离上 2016-2020 年平均的直接与间接效应。 255 如图 6 所示,由于城市中心 4 km 范围内植被覆盖极少,城市化对植被生产力的 256 影响也几乎为0。直接影响的幅度随距市中心距离的增加呈现先增后减的趋势, 257 最大值出现在 8~12 km, 这与图 3 中 8~12 km 上城市化强度增加幅度最大相匹配。 258 间接影响的绝对值随距离增加先增加,超过 16 km 后略有下降,而后稳定在约 259 300 gC/m²/a 左右。考虑到不同距离上城市化强度和植被 GPP 存在差异,我们计 260 算了不同距离上直接效应与间接效应相对于 2000 年 GPP 的比例。如图 6 柱状图 261 所示,直接效应与间接效应对 GPP 的影响随距离也呈现先增加再减少的趋势, 262 最大值出现在 4~12 km 范围上, 直接效应与间接效应相对 2000 年 GPP 的比例均 263 接近 50%。结合表 1 可知,城市化对剩余植被 GPP 促进作用在城区范围内强于 264 郊区。间接效应对 GPP 的促进作用能够抵消相当比例的直接效应,仅在扩张最 265 显著的 8~12 km 范围内直接效应超过间接效应,造成了 GPP 下降(图 6)。超过 266 24 km 后,间接效应的占比稳定在约 25%,不再随距离增加而明显变化。考虑到 267 距城市中心超过 24 km 已经是远郊区,其植被受城市化导致的城市热岛效应、 268

269 CO2 施肥效应等影响较小,故此时"间接效应"更多是由区域气候背景变化所贡270 献的。

271 整体而言,城市化的直接效应导致植被生产力损失,而气候变化和间接效应
272 对城市及周边区域植被 GPP 都是促进作用,表明区域气候背景的改变与城市化
273 导致的局地植被生长条件的改变共同作用有利于剩余植被生长,一定程度上缓解
274 了城市化对陆地生态系统碳循环的负面影响,在之前的一些研究中也有类似的结
275 论 (Guan et al., 2019; S. Zhao et al., 2016; J. Zhong et al., 2021)。

276

277 表 1 南京市城市化对 GPP 直接和间接影响的变化趋势

- 278 Table 1 Variation trend of direct and indirect impact of urbanization on GPP in
- 279 Nanjing.

		影响	老城区	新城区	郊区	
	20162020 年平均值	直接影响	-191.06	-366.19	-101.59	
	$(gC/m^2/a)$	间接影响	206.32	306.60	297.35	
	20002020 年变化趋势	直接影响	-9.79	-21.24	-6.08	
	$(gC/m^2/a)$	间接影响	11.74	16.61	12.51	
)	R)	A.			



281

282 图 5 南京市老城区、新城区和郊区 2000-2020 年城市化的直接与间接效应的时283 间变化趋势。

Fig. 5 Time trends of direct and indirect effects of urbanization in the old city, new city and suburbs of Nanjing from 2000 to 2020.



288 图 6 距城市中心不同距离内 2016-2020 年平均直接影响、间接影响和其占 2000289 年 GPP 的比例。

Fig. 6 Average direct and indirect impact and the proportion of them to actual GPP in2000 at different distances from the city center.

292

287

293 4总结与讨论

本文选取南京市作为案例,以 GPP 作为反映植被响应的指标,分析了南京 294 市过去 20 年城市扩张动态及其对陆地生态系统碳循环的影响。研究发现南京市 295 在 2000-2020 年城区范围出现明显扩张,不透水面面积增加了一倍以上,城市扩 296 张区域主要出现在江北、江宁、雨花台区和栖霞区等新型产业园区附近。南京市 297 区域植被 GPP 整体呈现增加趋势,但在城市化强度显著增加的区域,植被 GPP 298 表现为下降或微弱上升。以往关于城市化对植被影响的研究大多只集中在总体影 299 响上,没有明确直接和间接的影响。本研究区分了城市化的直接效应与间接效应, 300 发现城市扩张过程中植被转化为不透水面导致植被覆盖降低的直接效应会导致 301 区域 GPP 下降, 尤其是城市化强度增加幅度最大的新城区范围。但是区域气候 302 变化与城市化的间接作用会影响剩余植被的生长环境,促进植被生长使 GPP 增 303 加,这在一定程度上缓解了城市化的不利影响。一方面城区气温升高会使得植被 304 物候期开始提前,物候期延长 (Gu et al., 2011; S. Wang et al., 2019),另一方面城 305 市地区更高的 CO2 浓度 (S. Wang et al., 2019, 2020)和含氮气溶胶沉降 306 (Bytnerowicz et al., 2007; Gregg et al., 2003)以及人为管理 (Y. Chen et al., 2022)等 307

308 因素也会促进植被生长。城区间接效应的贡献强于郊区,这与之前国内外许多关
309 于其他城市的研究结论相似 (Guan et al., 2019; S. Zhao et al., 2016; J. Zhong et al.,
310 2021)。

本研究也存在一定的不确定性。研究使用到的土地覆盖数据分辨率为 30 m, 311 在城市内一些次网格的行道树和小型绿地可能被识别为不透水面,这会造成部分 312 植被并未考虑在内,从而对直接效应和间接效应造成高估。另一方面由于全球变 313 暖和 CO₂浓度升高,即使不发生城市扩张,植被 GPP 也会随时间改变,如图 5 314 和图 6 中远郊区 GPP 即表现出显著上升趋势。我们的分析中以 2000 年为基准, 315 若考虑气候变化的影响,实际的直接效应可能会更大,而剥离气候变化影响的间 316 接效应会更小,由城市化产生的间接效应并不能完全抵消土地利用改变造成的直 317 接效应。 318

据预测,到 2050 年全球城市人口的比例将达到 68% (J. Zhong et al., 2023), 319 发展中国家和人口大国的城市化将继续高速发展,这种趋势将对陆地生态系统和 320 碳循环产生更深远的影响。城市扩张对植被的影响与城市发展阶段、扩张模式、 321 气候背景等多种因素有关,以往城市化受限于高分辨率植被数据的缺乏,有关城 322 市化对植被生长与碳循环的直接和间接影响的分析相对较少。随着遥感技术的飞 323 速发展,越来越多高时空分辨率和高精度的遥感数据将有助于在更细的尺度上深 324 入探究人类活动对生态系统的影响,如分析不同城市功能区(如工业园区、居住 325 用地、城市绿地等)生态系统生产力的变化和影响机制。考虑到在可预见的未来, 326 中国和全球其他地区主要城市继续扩张的趋势不会改变,表征和理解城市扩张对 327 植被生产力的影响有助于我们更好地应对全球变化、优化城市发展方式、推动生 328 态文明建设和构建环境友好型社会,具有重要的现实意义和参考价值。 329

330

331

332 参考文献

- 333 Buyantuyev A, Wu, J. 2009. Urbanization alters spatiotemporal patterns of ecosystem primary production: A case
- 334 study of the Phoenix metropolitan region, USA [J]. Journal of Arid Environments, 73(4), 512–520.
- doi:10.1016/j.jaridenv.2008.12.015.
- 336 Bytnerowicz A, Omasa K, Paoletti E. 2007. Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A
- northern hemisphere perspective [J]. Environmental Pollution, 147(3), 438–445.
- doi:10.1016/j.envpol.2006.08.028.
- 339 Carreiro M M, Tripler C E. 2005. Forest Remnants Along Urban-Rural Gradients: Examining Their Potential for
- 340 Global Change Research [J]. Ecosystems, 8(5), 568–582. doi:10.1007/s10021-003-0172-6.
- 341 Chen H, Zhang Y, Yu M, et al. 2016. Large-scale urbanization effects on eastern Asian summer monsoon
- 342 circulation and climate [J]. Climate Dynamics, 47(1), 117–136. doi:10.1007/s00382-015-2827-3
- 343 Chen S, Chen B. 2016. Urban energy-water nexus: A network perspective [J]. Applied Energy, 184, 905–914.
- doi:10.1016/j.apenergy.2016.03.042.
- 345 Chen Y, Huang B, Zeng H. 2022. How does urbanization affect vegetation productivity in the coastal cities of
- eastern China? [J]. Science of the Total Environment, 811, 152356. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152356.
- 347 Fan R, Zhu X, Chen Z, et al. 2023. A dataset of annual gross primary productivity over Chinese terrestrial
- 348 ecosystems during 2000-2020 [DB]. Science Data Bank. doi:10.57760/sciencedb.o00119.00077
- 349 Fu, C, Dan L, Chen Y, & Tang J. 2015. Trends of the sunshine duration and diffuse radiation percentage on sunny
- 350 days in urban agglomerations of China during 1960–2005 [J]. Journal of Environmental Sciences, 34,
- 351 206–211. doi:10.1016/j.jes.2014.08.027
- Gregg J W, Jones C G, Dawson T E. 2003. Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City [J].
 Nature, 424(6945), 183–187. doi:10.1038/nature01728.
- 354 Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, et al. 2008. Global Change and the Ecology of Cities [J]. Science,
- 355 319(5864), 756–760. doi:10.1126/science.1150195.
- Gu C, Hu L, Zhang X, et al. 2011. Climate change and urbanization in the Yangtze River Delta [J]. Habitat
 International, 35(4), 544–552. doi:10.1016/j.habitatint.2011.03.002
- 358 Guan X, Shen H, Li X, et al. 2019. A long-term and comprehensive assessment of the urbanization-induced
- 359 impacts on vegetation net primary productivity [J]. Science of the Total Environment, 669, 342–352.
- doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.361.

- 361 Imhoff M L, Tucker C J, Lawrence W T, et al. 2000. The use of multisource satellite and geospatial data to study
- 362 the effect of urbanization on primary productivity in the United States [J]. IEEE Transactions on Geoscience
- 363 and Remote Sensing, 38(6), 2549–2556. doi:10.1109/36.885202.
- 364 Jia W, Zhao S, Liu S. 2018. Vegetation growth enhancement in urban environments of the Conterminous United
- 365 States [J]. Global Change Biology, 24(9), 4084–4094. doi:10.1111/gcb.14317.
- 366 Le Quéré C, Andrew R M, Friedlingstein P, et al. 2018. Global Carbon Budget 2017 [J]. Earth System Science
- 367 Data, 10(1), 405–448. doi:10.5194/essd-10-405-2018.
- Liu F, Zhang Z, Zhao X, et al. 2021. Urban Expansion of China from the 1970s to 2020 Based on Remote Sensing
 Technology [J]. Chinese Geographical Science, 31(5), 765–781. doi:10.1007/s11769-021-1225-5.
- 370 Migliavacca M, Musavi T, Mahecha M D, et al. 2021. The three major axes of terrestrial ecosystem function [J].
- 371 Nature, 598(7881), 468–472. doi:10.1038/s41586-021-03939-9.
- 372 Piana M R, Aronson M F J, Pickett S T A, et al. 2019. Plants in the city: understanding recruitment dynamics in
- 373 urban landscapes [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 17(8), 455–463. doi:10.1002/fee.2098.
- 374 Qian Y, Chakraborty T C, Li J, et al. 2022. Urbanization Impact on Regional Climate and Extreme Weather:
- 375 Current Understanding, Uncertainties, and Future Research Directions [J]. Advances in Atmospheric Sciences,
- 376 39(6), 819–860. doi:10.1007/s00376-021-1371-9.
- 377 Radeloff V C, Stewart S I, Hawbaker T J, et al. 2010. Housing growth in and near United States protected areas
- 378 limits their conservation value [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of
- 379 America, 107(2), 940–945. doi:10.1073/pnas.0911131107.
- Su Y, Chen X, Liao J, et al. 2016. Modeling the optimal ecological security pattern for guiding the urban
 constructed land expansions [J]. Urban Forestry & Urban Greening, 19, 35–46.

doi:10.1016/j.ufug.2016.06.013

- 383 Su Y, Wu J, Zhang C, et al. 2022. Estimating the cooling effect magnitude of
- 383 Su Y, Wu J, Zhang C, et al. 2022. Estimating the cooling effect magnitude of urban vegetation in different climate
- zones using multi-source remote sensing [J]. Urban Climate, 43, 101155. doi:10.1016/j.uclim.2022.101155
- Tan M, Li X, Xie H, et al. 2005. Urban land expansion and arable land loss in China—a case study of
- 386 Beijing–Tianjin–Hebei region [J]. Land Use Policy, 22(3), 187–196. doi:10.1016/j.landusepol.2004.03.003.
- 387 Taubenböck H, Weigand M, Esch T, et al. 2019. A new ranking of the world's largest cities—Do administrative
- 388 units obscure morphological realities? [J]. Remote Sensing of Environment, 232, 111353.
- doi:10.1016/j.rse.2019.111353.

382

390 Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J, et al. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems [J]. Science,

- 391 277(5325), 494–499. doi:10.1126/science.277.5325.494.
- 392 Wang L, Li C, Ying Q, et al. 2012. China's urban expansion from 1990 to 2010 determined with satellite remote
- 393 sensing [J]. Chinese Science Bulletin, 57(22), 2802–2812. doi:10.1007/s11434-012-5235-7.
- 394 Wang S, Ju W, Peñuelas J, et al. 2019. Urban-rural gradients reveal joint control of elevated CO₂ and temperature
- 395 on extended photosynthetic seasons [J]. Nature Ecology and Evolution, 3(7), 1076–1085.
- doi:10.1038/s41559-019-0931-1.
- 397 Wang S, Zhang Y, Ju W, et al. 2020. Recent global decline of CO₂ fertilization effects on vegetation photosynthesis
- 398 [J]. Science, 370(6522), 1295–1300. doi:10.1126/science.abb7772.
- 399 Yang J, Huang X. 2021. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J].
- 400 Earth System Science Data, 13(8), 3907–3925. doi:10.5194/essd-13-3907-2021.
- 401 Zhang G J, Cai M, Hu A. 2013. Energy consumption and the unexplained winter warming over northern Asia and
- 402 North America [J]. Nature Climate Change, 3(5), 466–470. doi:10.1038/nclimate1803
- 403 Zhao M, Cheng C, Zhou Y, et al. 2022. A global dataset of annual urban extents (1992-2020) from harmonized
- 404 nighttime lights [J]. Earth System Science Data, 14(2), 517–534. doi:10.5194/essd-14-517-2022.
- 405 Zhao S, Liu S, Zhou D. 2016. Prevalent vegetation growth enhancement in urban environment [J]. Proceedings of
- 406 the National Academy of Sciences of the United States of America, 113(22), 6313–6318.
- 407 doi:10.1073/pnas.1602312113.
- 408 Zhong J, Liu J, Jiao L, et al. 2021. Assessing the comprehensive impacts of different urbanization process on
- 409 vegetation net primary productivity in Wuhan, China, from 1990 to 2020 [J]. Sustainable Cities and Society,
- 410 75, 103295. doi:10.1016/j.scs.2021.103295
- 411 Zhong J, Jiao L, Droin A, et al. 2023. Greener cities cost more green: Examining the impacts of different urban
- 412 expansion patterns on NPP [J]. Building and Environment, 228(15), 109876.
- 413 doi:/10.1016/j.buildenv.2022.109876.
- 414 Zhong Q, Ma J, Zhao B, et al. 2019. Assessing spatial-temporal dynamics of urban expansion, vegetation
- 415 greenness and photosynthesis in megacity Shanghai, China during 2000–2016 [J]. Remote Sensing of
- 416 Environment, 233, 111374. doi:10.1016/j.rse.2019.111374
- 417 方精云, 柯金虎, 唐志尧等. 2001. 生物生产力的 "4P" 概念、估算及其相互关系[J]. 植物生态学报,
- 418 (04):414-419. Fang J, Ke J, Tang Z, et al. 2021. Implications and Estimations of four Terrestrial Productivity
- 419 Parameters [J]. Chinese Journal of Plant Ecology (in Chinese), 2001, 25(4): 414-419.

- 420 朴世龙,何悦,王旭辉等. 2022. 中国陆地生态系统碳汇估算:方法、进展、展望 [J]. 中国科学:地球科学,
- 421 52(6), 1010–1020. Piao S, He Y, Wang X, et al. 2022. Estimation of China's terrestrial ecosystem carbon sink:
- 422 Methods, progress and prospects [J]. Science China Earth Sciences (in Chinese), 65(4): 641–651,

423 doi:10.1007/s11430-021-9892-6.

- 424 朴世龙, 岳超, 丁金枝等. 2022. 试论陆地生态系统碳汇在"碳中和"目标中的作用 [J]. 中国科学: 地球科学,
- 425 52(7), 1419–1426. Piao S, Yue C, Ding J, et al. 2022. Perspectives on the role of terrestrial ecosystems in the
- 426 'carbon neutrality' strategy [J]. Science China Earth Sciences (in Chinese), 65(6): 1178–1186.
- 427 doi:10.1360/sste-2022-0011.
- 428 罗鑫玥,陈明星. 2019. 城镇化对气候变化影响的研究进展 [J]. 地球科学进展, 34(9): 984-997. Luo X, Chen
- 429 M. Research Progress on the Impact of Urbanization on Climate Change [J]. Advances in Earth Science (in
- 430 Chinese), 2019, 34(9): 984-997 doi:10.11867/j.issn.1001-8166.2019.09.0984.