

土地利用与景观格局对PM_{2.5}浓度的影响 ——以深圳市为例

谢舞丹¹ 吴健生^{1,2,†}

1. 北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055; 2. 北京大学城市与环境学院
资源与环境地理系, 地表过程与模拟教育部重点实验室, 北京 100871; † 通信作者, E-mail: wujs@pku.edu.cn

摘要 以深圳市为研究区, 利用空气质量监测站点 PM_{2.5} 浓度数据, 选取类型水平的景观类型所占比例 (PLAND), 边缘密度 (ED), 以及景观水平的蔓延度 (CONTAG), 斑块数量 (NP) 和斑块平均面积 (AREA_MN) 共 5 个景观指数, 并结合道路长度、餐饮点分布数量、海拔和土地利用类型等影响 PM_{2.5} 浓度的因子, 运用相关分析和多元逐步回归分析方法, 探究深圳市土地利用和城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响。结果表明: 1) 土地利用中, 植被对 PM_{2.5} 浓度的削减起着至关重要的作用; 2) 城市各类型景观格局特征中, 组成特征 (PLAND) 和结构特征 (ED) 对 PM_{2.5} 浓度的影响显著; 3) 城市整体景观中, 景观水平的破碎度与 PM_{2.5} 浓度关系密切。研究结果可以加深对景观生态学中过程-格局相互作用的认识, 为大气污染防治和城市景观格局的规划管理提供参考和借鉴, 同时在监测数据缺失的情况下, 提供一种借助景观指数估算 PM_{2.5} 浓度的方法。

关键词 土地利用; 景观格局; PM_{2.5}; 多元逐步回归; 深圳

中图分类号 X51

Effects of Land Use and Urban Landscape Pattern on PM_{2.5} Concentration: A Shenzhen Case Study

XIE Wudan¹, WU Jiansheng^{1,2,†}

1. Key Laboratory of Urban Habitat Environment Science and Technology, School of Urban Planning and Design, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. Laboratory of Earth Surface Processes of Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: wujs@pku.edu.cn

Abstract This study took Shenzhen as study area. PM_{2.5} concentration in air quality monitoring stations was used and five kinds of landscape metrics including PLAND (percentage of landscape), ED (edge density) at class-level, and CONTAG (contagion), NP (number of patches), AREA_MN (mean patch area) at landscape-level were applied. Further, other data, such as street length, catering number, elevation and land use types considered as factors influencing PM_{2.5}, were also obtained. By means of correlation analysis and stepwise multiple regression, the effects of land use and landscape pattern on PM_{2.5} concentration were explored. The results showed that among land use as sink landscape for PM_{2.5}, vegetation had the most obvious influence on PM_{2.5} concentration; at class-level metrics, both composition metric (PLAND) and configuration metric (ED) were significantly related with PM_{2.5} concentration; at landscape-level, fragment (CONTAG and AREA_MN) of the whole landscape had a significant relationship with PM_{2.5} pollution. This study could widen the understanding on relationship between landscape and process in landscape ecology and offer advice for air pollution control and landscape planning. Furthermore, it would also provide an effective method to estimate PM_{2.5} concentration in case of no measurement.

Key words land use; landscape patterns; PM_{2.5}; stepwise multiple regression; Shenzhen

PM_{2.5} 指空气中直径小于 2.5 μm 的颗粒物^[1], 它粒径小, 吸附性强, 组成复杂, 可携带重金属、硫酸盐等进入呼吸道和肺部^[2], 是影响人体健康、大气可见度和地球辐射平衡的主要污染物^[3]。随着人口的快速增长和城市化的加快, PM_{2.5} 污染已经成为严重的环境问题之一, 尤其是在中国的很多大城市^[4-5]。2012 年 3 月, 我国正式颁布实施新的国家空气质量标准, 将 PM_{2.5} 增设为常规监测指标, PM_{2.5} 成为未来我国大气污染研究和防控的重点对象。国务院于 2013 年 9 月 10 日发布《大气污染防治行动计划》^[6] (简称《计划》), 提出今后五年内治理大气污染的具体目标, 并确定十项具体措施。《计划》规定: 到 2017 年, 全国地区级及以上城市可吸入颗粒物浓度比 2012 年下降 10% 以上, 优良天数逐年提高; 京津冀、长三角、珠三角等区域细颗粒物浓度分别下降 25%、20% 和 15% 左右。

目前, 关于 PM_{2.5} 的研究主要有 PM_{2.5} 的源解析^[4]、PM_{2.5} 的监测和模拟^[7]及 PM_{2.5} 的健康风险评估^[8]等, 期望通过分析 PM_{2.5} 的化学组成和来源, 减少其造成的不利影响。此外, 也有很多的研究集中于 PM_{2.5} 与土地利用的关系^[9]。一方面, 利用回归分析^[10]等方法探究 PM_{2.5} 浓度的影响因素, 土地利用回归模型(LUR)是较为普遍的一种模型^[11-13], 它基于 GIS 对 PM_{2.5} 的潜在影响因子进行分析, 找出最主要的因素, 包括交通、冬季取暖、农业焚烧和土地利用类型等。如欧洲的 ESCAPE 项目^[14], 运用 LUR 模型探究欧洲 20 个研究区污染物的主要来源, 涉及的变量有交通、人口密度、海拔等。另一方面, 也关注植被、水体等具体土地利用类型^[15]对 PM_{2.5} 的影响, 如植被的叶片^[16-17]可以通过干湿沉降作用, 吸附部分的 PM_{2.5}。

虽然土地利用类型与 PM_{2.5} 的关系在很多研究中已得到证实, 但是有关 PM_{2.5} 与土地利用结构和景观格局的研究却较少。景观格局与大气污染的关系是复杂和典型的格局-过程关系。近年来, 随着遥感和 GIS 技术的进步, 开始出现大气污染与土地利用类型^[18]、城市结构^[19]以及某些特定土地类型^[20]关系的研究。例如, Tang 等^[19]的研究证实城市形态对交通噪音和空气污染都有影响, 历史街区的道路狭窄、路网复杂, 则噪音污染较少, 街道峡谷效应(street canyon effects)越明显, CO₂ 浓度越高; Webera 等^[21]指出, 在无实际监测数据的情况下, 反映城市结构的景观指数是 PM₁₀ 的良好指标; 在评

估空间异质性对污染的影响时, Escobedo 等^[22]也考虑了绿色空间的景观格局特征。国内也有研究表明绿色空间的景观格局对于空气污染的重要意义^[20], 甚至在益阳市的研究中发现绿地景观的破碎度会影响颗粒物的浓度^[23]等。上述研究一般是通过景观指数的计算和分析, 探究如何规划和配置景观, 达到降低污染的目的。然而, 相较于噪音污染^[19,21]、水体污染^[24-26]和其他生态过程^[27], 大气污染, 特别是 PM_{2.5} 与景观格局关系^[20,22]的研究比较少见, 其可能的原因包括方法的可行性、数据的局限性和过程的复杂性等^[28-29]。因此, 通过优化城市格局来提高空气质量具有重要的理论和实践意义, 可以加深人们对景观格局在 PM_{2.5} 污染中的重要作用和景观生态学过程-格局相互作用的认识, 并为大气污染防治和城市景观格局的规划管理提供参考和借鉴, 同时能在监测数据缺失时提供一种借助景观指数估算 PM_{2.5} 浓度的方法。

本文选取深圳市为研究区, 主要研究城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响。虽然深圳市空气质量总体良好, 但是随着经济的快速发展, 由于人口数量和能源消耗的激增, 大气质量同样面临着巨大压力。此外, 深圳的绿色空间等土地资源极其有限, 如何进行合理的空间配置, 以便发挥土地利用类型和景观格局对 PM_{2.5} 浓度的削减作用, 对提高深圳的空气质量具有至关重要的作用。基于此, 本研究主要解决以下问题: 1) 城市土地利用类型如何影响 PM_{2.5} 浓度; 2) 城市景观各斑块的组成和结构如何影响 PM_{2.5} 浓度; 3) 城市整体景观格局如何影响 PM_{2.5} 浓度。

1 研究区

深圳市地处我国东南沿海的珠三角地区, 广东省南部, 毗邻香港, 是我国经济最发达的城市之一, 陆域地理坐标为 113°46'—114°37'E, 22°27'—22°52'N, 全市总面积为 2020 km²。深圳市的空气质量总体上较好, 2013 年深圳市环境空气中细颗粒物(PM_{2.5})的年均浓度为 39.6 μg/m³ ^[30], 空气质量在全国 74 个城市中排第七位^[31]。但是, 在快速城市化过程中, 深圳市的空气质量也面临着极大的挑战, 其中一个最明显的现象就是灰霾天气频发。据统计, 进入 21 世纪以来, 深圳市年均霾日高达 137 天, 但近两年略有改善^[32]。

2 数据与方法

为探究城市景观格局对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响, 研究按如下步骤进行: 1) 从深圳人居环境网站^[33]获取深圳市 11 个站点 $PM_{2.5}$ 浓度的实测数据; 2) 获取有关变量, 包括土地利用数据、路网、餐饮和海拔等; 3) 通过 Fragstats 计算景观指数, 包括类型水平和景观水平; 4) 进行统计分析, 包括相关分析、多元逐步回归和留一检验等。

2.1 $PM_{2.5}$ 监测数据

$PM_{2.5}$ 浓度数据来源于深圳人居环境网^[33], 研究所用的数据是 2013 年 12 月 12 日至 2014 年 10 月 31 日深圳市 11 个大气质量监测站点每天逐小时 $PM_{2.5}$ 浓度的监测数据。站点分布如图 1 所示。

2.2 土地利用数据

深圳市土地利用数据是 2010 年的矢量数据, 该数据以 2.5 m 分辨率的 spot 影像加 1:10000 的地形图为基础, 来源于深圳市规划与国土资源委员会。研究中将原始数据简化为 5 类, 分别是林地、水体、建设用地、裸地和耕地。另外, 根据各土地利用类型的景观功能, 又将土地利用类型分为源景观、汇景观和不确定性景观。建设用地和裸地会增加 $PM_{2.5}$ 的浓度, 故是 $PM_{2.5}$ 的源景观; 林地和水体

能通过自身作用降低 $PM_{2.5}$ 的浓度, 属于 $PM_{2.5}$ 的汇景观; 耕地对 $PM_{2.5}$ 的作用具有季节效应^[34], 无法确定其景观功能, 故列为不确定性景观。

依据数据的空间分辨率并参考前人的研究经验^[18], 分别提取缓冲区半径为 100, 300, 500, 1000, 2000, 3000, 5000 m 的土地利用数据作为分析研究的变量。

2.3 景观指数

由于城市内部不同的土地利用类型有其各自的特征, 城市景观具有复杂的空间异质性^[28]。景观指数可以量化表征景观要素的空间组成和结构特征^[21], 不仅应用在城市形态和城市景观^[29]的研究中, 也用于研究不同土地利用类型的组成和结构对生物多样性^[35]和生境^[36]的影响等。另外, 景观指数易于计算, 因此利用景观指数探究城市景观格局对 $PM_{2.5}$ 的影响是合适和可行的。

景观指数广泛用于衡量景观格局^[37], 包括景观的组成和景观的结构^[38]。根据 Weber 等^[21]和 Maimaitiyiming 等^[39]的研究, 并基于以下 4 条原则: 1) 理论和实践上具有重要性, 2) 易于计算, 3) 可解释, 4) 少冗余^[40], 本文选取 5 种景观指数, 用来表征深圳市的城市景观格局。其中, 类型水平的景观指数有两种, 景观所占比例(percentage of landscape,

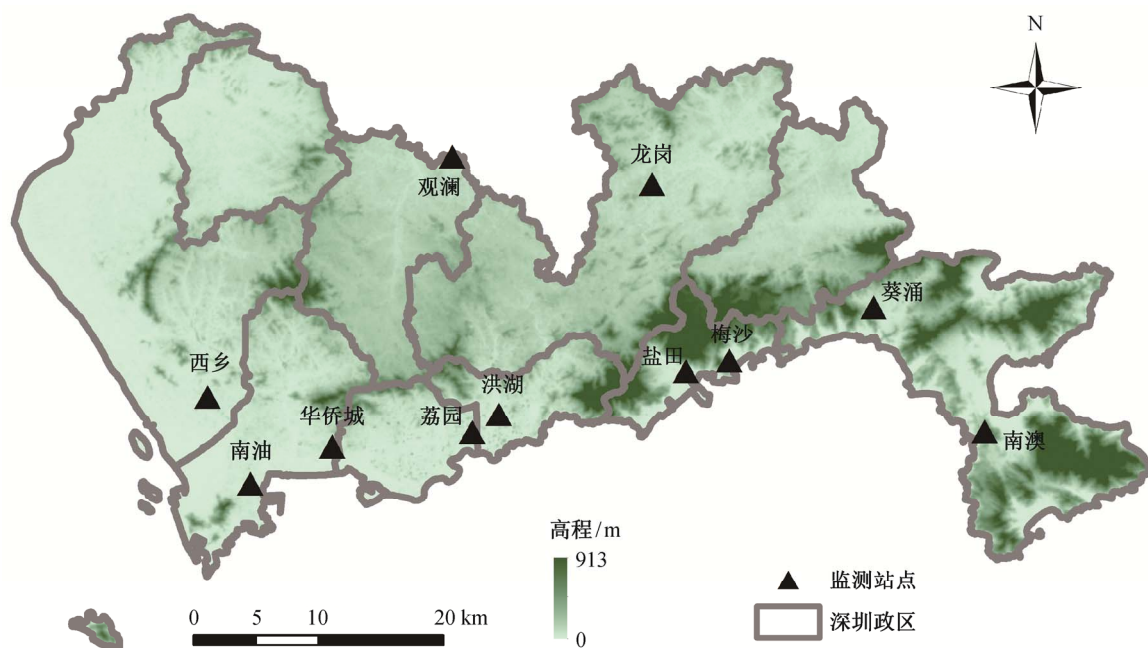


图 1 深圳市空气质量监测站点分布情况

Fig. 1 Distribution of Shenzhen's air quality monitoring sites

PLAND)表征景观各斑块的组成特征,边缘密度(edge density, ED)表征景观各斑块的结构特征;景观水平的景观指数有 3 种,分别是蔓延度指数(contagion, CONTAG)、斑块数量(number of patches, NP)和斑块平均面积(mean patch area, AREA_MN),用以表征整体景观的破碎度。这些景观指数可以反映不同类型景观的面积和密度特征以及整体景观的破碎度。景观指数的缓冲区半径设为 100, 300, 500, 1000, 2000, 3000 和 5000 m。具体的变量说明见表 1。景观指数的计算在 Fragstats 4.1 中完成。

2.4 其他变量

研究中用到的变量还有道路长度、餐饮点分布数量和海拔等。

道路长度数据根据深圳市土地利用数据提取得到,依据 Hoek 等^[18]选择道路缓冲区的原则,本文将路网数据的最大缓冲区半径设为 1000 m,再结合颗粒物的扩散模式,选取监测站点缓冲区 100, 200, 300, 500, 750 和 1000 m 内的路网作为研究变量。

餐饮点分布数量数据来源于百度地图数据库。本研究利用百度地图数据库的餐饮类签到数据,代替深圳市餐饮点的分布数量。

海拔数据源自 ASTER GDEM 1st edition (V1),空间分辨率为 30 m,从国际科学数据服务平台^[41]获取。

土地利用类型、道路长度、餐饮点分布数量和海拔均在 ArcGIS 中操作生成变量(表 1),以便进一步的研究。

2.5 统计分析

研究中的因变量是深圳市 11 个站点 PM_{2.5} 浓度的年平均值(约 1 年),自变量如表 1 所示。为研究土地利用与城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响,本文采用的统计分析方法有相关分析、多元逐步回归和留一检验(LOOCV)等。

首先,运用相关分析方法初步探究景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响,用皮尔森相关系数表示二者之间的关系^[42]。对景观指数和 PM_{2.5} 浓度进行相关分析,找出与 PM_{2.5} 浓度相关(置信区间=95%)的类型水平指数和景观水平指数,为进一步研究打下基础。然后,采用多元逐步回归方法研究土地利用类型和景观格局对 PM_{2.5} 浓度影响^[42]。在回归分析之前,先对进入回归的变量进行共线性诊断,具体步骤参考 Henderson 等^[12]的研究:1)将所有自变量与因变量的相关程度按照其绝对值从大到小排序;2)

表 1 自变量的分类和描述
Table 1 Classification and description of the independent variables

变量类别	变量描述	变量子类别		缓冲区	变量名称
道路长度	每种类型道路在不同缓冲区内的总长度(m)	mr (主要干道)		100, 200, 300, 500, 750, 1000	mr_xx
		cr (一般道路)			cr_xx
餐饮数量	不同缓冲区内的餐饮业的店铺数量(个)	cat (餐饮业)		100, 200, 300, 500, 750, 1000, 2000, 3000	cat_xx
海拔	监测站点所在的海拔高度(m)	DEM (海拔)		—	DEM
土地利用类型	每种土地利用类型在不同缓冲区内的总面积(m²)	crop (耕地), vege (林地); wat (水体), cons (建设用地), bare (裸地);		100, 300, 500, 1000, 2000, 3000	crop_xx
					vege_xx
					wat_xx
					cons_xx
					bare_xx
景观指数(按景观功能分)	不同缓冲区内的景观指数, 包括类型水平和景观水平	crop (耕地)	PLAND, ED, CONTAG, NP, AREA_MN	100, 300, 500, 1000, 2000, 3000, 5000	crop_yy_xx
		vewa (林地和水体)			vewa_yy_xx
		coba (建设用地和裸地)			coba_yy_xx
景观指数(按土地类型分)	不同缓冲区内的景观指数, 包括类型水平和景观水平	crop (耕地)	PLAND, ED, CONTAG, NP, AREA_MN	100, 300, 500, 1000, 2000, 3000, 5000	crop_yy_xx
		vege (林地)			vege_yy_xx
		wat (水体)			wat_yy_xx
		cons (建设用地)			cons_yy_xx
		bare (裸地)			bare_yy_xx

说明: xx 表示缓冲区半径, yy 表示景观指数。

在每个子类别的自变量当中, 确定与因变量相关程度最高的自变量, 记为 x_j (j 为对应缓冲区的大小); 3) 在每个子类别中, 去除与 x_j 相关性显著的变量(Pearson 检验中 $r > 0.6$), 以消除模型变量之间的共线性。接下来, 对剩余自变量和因变量进行多元逐步线性回归, 并将如下自变量在模型的有效性库中剔除: 在 $\alpha=0.05$ 显著水平下不满足 t 检验、 F 检验或不满足模型先验假定的, 如此重复, 使得模型收敛, 并剔除对于最终模型 R^2 贡献率不足 1% 的自变量。最终得到 3 个回归模型, 这 3 个模型的进入自变量分别包括道路长度、餐饮分布数量、海拔和土地利用类型, 道路长度、餐饮分布数量、海拔、土地利用类型和景观指数(按景观功能分), 道路长度、餐饮分布数量、海拔、土地利用类型和景观指数(按土地类型分)。最后, 本文采用留一检验的方法^[18]对模型的合理性和精确程度进行验证, 即用 $n-1$ 个样本来建立回归方程, 计算出剩余一个样本的估计值, 并与该样本的实际大气污染物浓度进行比较。这个过程重复 n 次, 剩余样本的均方根误差(RMSE)作为描述模型好坏程度的结果。

3 结果

3.1 景观指数和 $PM_{2.5}$ 浓度的相关关系

深圳市 11 个站点的 $PM_{2.5}$ 浓度数据在研究时期内均有效。11 个站点的年平均浓度为 $32.993 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 与世界卫生组织环境空气质量指导值($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$)相比, 深圳市超标 2 倍以上, 接近世界卫生

组织设定的第一阶段目标值($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。 $PM_{2.5}$ 年平均浓度最大的是观澜站点的 $39.416 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 最小的是盐田站点的 $26.565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。计算得到 11 个站点的 Moran's 指数为 0.23, 可见它们之间的空间相关性并不明显。

针对景观指数和 $PM_{2.5}$ 浓度进行相关分析, 可以初步获得景观格局与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系, 相关性的强度用皮尔森相关系数表示。表 2 列出与 $PM_{2.5}$ 浓度相关系数绝对值大于 0.6 的 18 个景观指数, 其中, 有 7 个景观指数与 $PM_{2.5}$ 浓度相关系数的绝对值大于 0.7。在景观指数(按照景观功能分)中, $coba_ED_300$ ($r = -0.732$)、 $CONTAG_5000$ ($r = -0.729$) 和 $AREA_MN_5000$ ($r = -0.734$) 与 $PM_{2.5}$ 浓度的皮尔森相关系数绝对值大于 0.7, 一个属于类型水平_结构指数, 两个是景观水平指数。景观指数(按土地类型分)中, 有 4 个与 $PM_{2.5}$ 浓度的皮尔森相关系数绝对值大于 0.7, 分别属于 3 种类型, 表征组成特征的指数是 $vege_PLAND_5000$ ($r = -0.724$), 表征结构特征的指数是 $bare_ED_5000$ ($r = 0.711$), 表征整体景观特征的指数是 $CONTAG_5000$ ($r = -0.875$) 和 $AREA_MN_5000$ (-0.778)。

从景观指数类型分析, 表 2 中类型水平_结构型的指数最多, 占 8 个, 类型水平_组成型的指数有 6 个, 景观水平的指数有 4 个。从景观类型分析, 景观指数(按景观功能分)中, 7 个指数包括了全部的景观类型, 即源景观、汇景观和不确定景观; 景观

表 2 与 $PM_{2.5}$ 浓度相关的景观指数($|r| > 0.6$)
Table 2 Landscape metrics that had relationship with $PM_{2.5}$ concentration ($|r| > 0.6$)

类别	变量	类型水平_组成指数(r)	类型水平_结构指数(r)	景观水平指数(r)
景观指数 (按景观功能分)	汇景观	$vewa_PLAND_5000$ (-0.689)	$vewa_ED_5000$ (0.613) $vewa_ED_300$ (-0.655)	
	源景观	$coba_PLAND_5000$ (0.677)	$coba_ED_5000$ (0.634) $coba_ED_300$ (-0.732)	$CONTAG_5000$ (-0.729) $AREA_MN_5000$ (-0.734)
	不确定景观	$crop_PLAND_5000$ (0.638)	—	
景观指数 (按土地类型分)	林地	$vege_PLAND_5000$ (-0.724)		
	水体	—	wat_ED_5000 (0.617)	
	建设用地	$cons_PLAND_5000$ (0.651)	$cons_ED_300$ (-0.682) $cons_ED_5000$ (0.688)	$CONTAG_5000$ (-0.875) $AREA_MN_5000$ (-0.778)
	裸地	—	$bare_ED_5000$ (0.711)	
	耕地	$crop_PLAND_5000$ (0.638)	—	

指数(按土地类型分)中, 7 个类型水平的指数也涵盖林地、水体、建设用地、裸地和耕地等。此外, 景观水平的两种指数 CONTAG_5000 和 AREA_MN_5000 与 PM_{2.5} 浓度都呈负相关关系。

3.2 景观指数与 PM_{2.5} 浓度的回归结果

为进一步研究土地利用类型和景观格局对深圳市 PM_{2.5} 浓度的影响, 应用多元逐步回归对变量进行处理, 得到 3 个回归方程, 具体信息见表 3。

首先, 对道路长度、餐饮点分布数量、海拔和土地利用类型这四类变量进行回归分析, 以研究土地利用类型对 PM_{2.5} 浓度的影响。23 个变量中, 只有 vege_5000 和 crop_5000 进入回归方程, 从这两个变量进入模型的顺序来看, 对 PM_{2.5} 浓度分布影响的重要性程度为 vege_5000>crop_5000; 从这两个自变量系数的绝对值来看, 对 PM_{2.5} 浓度分布的影响程度大小为 crop_5000>vege_5000, 林地和耕地是影响 PM_{2.5} 浓度的两大土地利用类型, 且在 5000 m 范围内, 林地可以降低 PM_{2.5} 浓度, 耕地则会增加其浓度。由此得到 PM_{2.5} 浓度与土地利用类型的回归模型为

$$\text{PM}_{2.5}^a = 34.399 - 1.472 \times 10^{-7} \times \text{vege_5000} + 8.826 \times 10^{-6} \times \text{crop_5000} \quad (1)$$

然后, 为分析城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响, 本文将景观指数(按景观功能分)和景观指数(按

土地类型分)的变量加入逐步回归中, 并得到两个回归模型:

$$\text{PM}_{2.5}^b = 30.569 - 0.091 \times \text{coba_ED_300} + 0.150 \times \text{coba_ED_5000} \quad (2)$$

$$\text{PM}_{2.5}^c = 43.498 - 0.626 \times \text{AREA_MN_5000} - 0.084 \times \text{con_ED_300} - 1.333 \times \text{AREA_MN_100} \quad (3)$$

进入回归模型 b 的变量有两个, 都是源景观的景观指数。从自变量系数的绝对值来看, 对 PM_{2.5} 浓度分布的影响程度为 coba_ED_5000>coba_ED_300, 表明 PM_{2.5}“源景观”的景观特征, 特别是类型水平_结构格局对 PM_{2.5} 的影响明显; 但是, 同样的指数, 由于缓冲区大小不同, 对 PM_{2.5} 的影响也不一样。进入回归模型 c 的变量有 3 个, 全部是景观指数, 且 AREA_MN_100 的系数绝对值最大, 对 PM_{2.5} 的影响最大。此外, 3 个自变量的系数均为负数, 表明平均斑块面积和建设用地的边缘密度越大, 越利于降低 PM_{2.5} 浓度。

a, b, c 回归模型中, 各回归系数 *t* 值和模型 *F* 值的显著性水平均小于 0.05, 说明回归模型中每个偏回归系数均具有显著性, 且各回归模型均是有效的。3 个模型的修正 *R*² 分别为 0.627, 0.710 和 0.912, 模型的解释力逐渐增强。3 个模型留一检验的 RMSE 分别为 2.741, 4.642 和 1.350 μg/m³, 与其

表 3 土地利用回归方程系数分析
Table 3 Analysis of coefficient of land use regression equation

回归模型	变量	方程参数				
		<i>B</i>	Beta	<i>t</i>	Sig.	其他参数
模型 a	常数项	34.399	—	20.514	0.000	修正 <i>R</i> ² =0.627 D-W 值= 1.976 RMSE=2.741 μg/m ³ <i>F</i> =9.420 (Sig.=0.008)
	vege_5000	-1.472×10 ⁻⁷	-0.575	-2.914	0.019	
	crop_5000	8.826×10 ⁻⁶	0.501	2.540	0.035	
模型 b	常数项	30.569	—	15.832	0.000	修正 <i>R</i> ² =0.710 D-W 值=1.542 RMSE=4.642 μg/m ³ <i>F</i> =13.233 (Sig.=0.003)
	coba_ED_300	-0.091	-0.621	-3.552	0.007	
	coba_ED_5000	0.150	0.495	2.832	0.022	
模型 c	常数项	43.498	—	35.441	0.000	修正 <i>R</i> ² =0.912 D-W 值=2.184 RMSE=1.350 μg/m ³ <i>F</i> =35.477 (Sig.=0.000)
	AREA_MN_5000	-0.626	-0.513	-5.143	0.001	
	con_ED_300	-0.084	-0.623	-6.287	0.000	
	AREA_MN_100	-1.333	-0.369	-3.747	0.007	

说明: 模型 a 的回归分析变量有道路长度、餐饮点分布数量、海拔和土地利用类型; 模型 b 的回归分析变量有道路长度、餐饮点分布数量、海拔、土地利用类型和景观指数(按景观功能分); 模型 c 的回归分析变量有道路长度、餐饮点分布数量、海拔和土地利用类型和景观指数(按土地类型分)。

他研究^[11,14]中的回归模型相比, R^2 有明显提高, RMSE 较小。

根据逐步回归的结果, 对 3 个回归模型的变量进行分类(表 4)。从表 4 可知, 进入回归模型的变量类型集中于土地利用类型和景观指数两类。土地利用类型的变量有林地和耕地。景观指数的变量中, 类型水平_组成的景观指数有 1 个(vewa_PLAND_5000), 类型水平_结构的景观指数有 3 个(coba_ED_300, cobra_ED_5000 和 con_ED_300), 景观水平的景观指数有两个(AREA_MN_5000 和 AREA_MN_100)。

4 讨论

4.1 土地利用类型对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响

目前有很多针对土地利用类型对空气污染影响的研究, 主要是用土地利用回归等模型^[5,14]及简单线性回归^[10]等对两者关系进行探讨。多数研究结果表明植被对 $PM_{2.5}$ 浓度有一定的消减作用^[15-16], 且耕地对 $PM_{2.5}$ 浓度也会产生一定的影响^[34]。根据表 2 对类型水平_组成指数的汇总和表 4 对回归变量的分类, 可以看出对 $PM_{2.5}$ 浓度产生影响的土地利用类型主要有林地、耕地和建设用地等, 这与多数学者的研究结果相似, 从而也验证了土地利用类型对 $PM_{2.5}$ 的重要影响。

林地作为 $PM_{2.5}$ 的“汇景观”之一, 对 $PM_{2.5}$ 浓度有着至关重要的作用, 这从相关分析和逐步回归的结果中就可以看出。景观指数的类型集中于林地和水体, 且都进入回归方程。植被主要通过叶片的干湿沉降来吸附颗粒物, 从而降低周围的 $PM_{2.5}$ 浓度。北京市政府将植树作为改善空气质量的一个重要措施, Yang 等^[17]利用城市森林效应模型(Urban Forest Effects Model)研究城市森林对空气质量的影响,

结果显示, 2002 年北京市中心的植被为北京减少了 1261.4 t 的污染物, 其中最主要的就是颗粒物; 在美国 10 个城市的研究也表明, 城市植被可以减少 4.7~64.5 t $PM_{2.5}$, 甚至能为纽约市减少约 6 千万美元的经济损失^[15]。这些数据都说明城市植被对 $PM_{2.5}$ 浓度的巨大作用, 本文的结果也与之相吻合。

除了林地, 耕地和建设用地对 $PM_{2.5}$ 也有一定的影响。耕地是一个特殊的土地利用类型变量, 一方面, 作为城市绿色空间的一部分^[43], 它和普通植被一样, 可以通过叶片的干湿沉降作用有效地降低 $PM_{2.5}$ 的浓度; 而另一方面, 农田在收割后秸秆焚烧产生的浓烟, 是造成各地秋冬季节 $PM_{2.5}$ 浓度偏高的主要原因^[34], 并且大部分耕地在闲置时相当于裸地性质。因此, 耕地对 $PM_{2.5}$ 的影响取决于这两者作用的强度大小, 而本研究显示农田的焚烟效果更明显, 尤其是 5000 m 的范围内, 耕地越多, 越能增加 $PM_{2.5}$ 的浓度。建设用地具有大量的不透水地表, 城市化的快速推进使建设用地的面积急速增加, 人口和交通也越加密集^[44], 这些都会增加 $PM_{2.5}$ 的来源。Tan 等^[45]以台湾为研究区, 分析城市化和假期效应(holiday effect)对空气质量的影响, 结果表明城市化程度越高的地方, 不论在假期还是非假期, 空气质量都不如城市化程度低的地方。可见, 在城市化进程中, 如何尽可能地降低 $PM_{2.5}$ 的不利影响, 具有重要意义。

4.2 各类型景观的组成和结构对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响

目前, 有关城市景观格局与 $PM_{2.5}$ 浓度关系的研究较少。本文依据相关分析和逐步回归的结果, 发现城市景观格局会对 $PM_{2.5}$ 浓度产生显著影响。表 2 中, 与 $PM_{2.5}$ 浓度相关系数绝对值大于 0.6 的指数中, 指数 PLAND 有 6 个, 指数 ED 有 8 个; 在

表 4 进入各回归方程的变量分类
Table 4 Classification of the independent variables included in regression equations

变量类型	模型 a	模型 b	模型 c
路网	—	—	—
餐饮	—	—	—
海拔	—	—	—
土地利用类型	crop_5000 (+) vege_5000 (-)	—	—
景观指数	—	coba_ED_300 (-) coba_ED_5000 (+)	con_ED_300 AREA_MN_5000 AREA_MN_100

回归分析中, ED 进入回归模型。这说明 PLAND 和 ED 这两个类型水平的景观指数对 PM_{2.5} 浓度的影响较大, 这在其他研究中很少提到。

类型水平_组成景观指数 PLAND 表示某类型景观占整体景观的比例^[39], 相关分析中, vege_PLAND_5000 的相关系数为负, cons_PLAND_5000 和 crop_5000 的相关系数为正, 说明林地景观类型在整体景观中所占的比例增加, 可以降低 PM_{2.5} 的浓度; 而建设用地和耕地两种景观类型在整体景观中所占的比例与 PM_{2.5} 浓度之间存在正相关关系。PLAND 对 PM_{2.5} 浓度的影响是容易理解的, 汇景观中的植被会沉降和吸附 PM_{2.5}^[16], 其面积变化自然会引引起 PM_{2.5} 浓度的增减, 这与土地利用类型的影响是相似的。源景观面积的增加则会使雾霾现象加剧。

根据 PLAND 与 PM_{2.5} 浓度的关系, 从理论上, 可以通过增加林地的面积, 达到缓解雾霾的目的。然而, 在众多高速发展的城市中, 尤其是北京这样的特大城市, 土地面积改变的空间非常有限, 尤其是绿色空间的面积, 更不可能增加^[46]。因此, 如何在有限的条件下, 充分发挥汇景观对 PM_{2.5} 的积极作用, 如探究类型水平_结构指数与 PM_{2.5} 的关系, 显得越来越迫切。遗憾的是, 类似的研究仍较少见, Morani 等^[47]也仅就城市植树的合理区进行了探讨, 以最大限度地降低颗粒物的浓度。本文在相关分析和逐步回归的基础上, 发现类型水平_结构景观指数 ED 与 PM_{2.5} 浓度的联系密切, 这可以作为优化和管理城市景观格局的参考。近年来, 越来越多的研究关注景观格局与城市热岛的关系。实际上, 高浓度 PM_{2.5} 在城市造成的“霾岛”现象, 与热岛极为类似。因此, 可以用相近的原理解释城市各类景观的结构特征与 PM_{2.5} 浓度之间的关系。Connors 等^[48]指出, 结构指数对城市热岛的影响具有相互依赖性(context-dependent), 其中 LSI 和 ED 对热岛的影响最为重要。Buyantuyev 等^[49]在探究城市热岛与景观异质性的研究中, 得到土地利用和人类活动格局之间的相互作用会影响城市温度的结论。ED 表示边缘密度, 可以用来表示边缘的复杂程度^[20], 以反映某一景观和其他景观之间的相互作用程度。但是, ED 对 PM_{2.5} 浓度的影响会因缓冲区大小而不同。相关分析和回归模型中, 300 m (vewa_ED_300, coba_ED_300 和 cons_ED_300)缓冲区指数的系数均为负, 而 5000 m (vewa_ED_5000, coba_ED_5000,

wat_ED_5000, cons_ED_5000 和 bare_ED_5000)缓冲区指数的系数均为正。一般而言, 一种类型景观的边缘密度增加, 使得它与周围其他景观类型相互作用的边缘和面积增加, 更能降低 PM_{2.5} 的浓度。本研究显示这种景观类型的结构削减作用具有距离效应, 在短距离内能发挥作用, 超过相应的临界距离, 就可能“适得其反”, 其削减效应会较弱, 或者甚至会增加颗粒物浓度。因此, 在城市景观格局的规划和优化中, 在各类景观面积不可改变的情况下, 可以适当改变景观类型的边缘密度, 尽可能增加它们与其他景观类型的接触机会, 同时需要注意其对 PM_{2.5} 浓度的削减作用具有距离差异效应, 在短距离内减低效果明显。

4.3 城市整体景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响

除了分析城市各类型景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响, 本文还探究了城市整体景观与 PM_{2.5} 浓度之间的关系, 选取 CONTAG, NP 和 AREA_MN 三种景观指数来反映整体景观格局的破碎度。一般来说, 蔓延度值高, 斑块数量小, 平均斑块面积大, 说明景观中的某种优势斑块类型形成了良好的连接性; 反之则表明景观是具有多种要素的密集格局, 景观的破碎化程度较高。相关分析和回归模型中, PM_{2.5} 浓度与 CONTAG_5000 和 AREA_MN_5000 均呈显著负相关关系。这些结果表明整体景观格局中, 景观越破碎, PM_{2.5} 浓度值越高。这在其他研究中则鲜见。

CONTAG 描述的是景观里不同斑块类型的团聚程度或延展趋势, 其值越小, 表明景观中存在许多小斑块, 整体景观越破碎。AREA_MN 指景观中斑块的平均面积, 在整体景观总面积不变的情况下, 斑块平均面积越小, 表明整体景观越破碎。整体景观越破碎, 导致各类型景观对 PM_{2.5} 的作用无法有效发挥, 且景观破碎度对于汇景观的影响更大。邵天一等^[23]的研究证实绿色空间的破碎度指数越低, 对大气污染的净化作用越明显。本研究结果与之相吻合。在城市景观格局规划中, 应该做到各类景观较为均匀地分布在整个景观中, 使源、汇功能尽可能达到平衡。这对城市景观的优化也具有一定的启示性。

4.4 局限及进一步研究

鉴于数据的局限性和站点数的限制, 且大气污染数据获取的时间受官方公布的制约, 大气污染物浓度的季节变化也较为明显, 因此难以判断研究结

果的时效性和稳定性。

PM_{2.5} 浓度受诸多因素的影响,包括天气、交通和土地利用等,本研究证实景观格局与 PM_{2.5} 浓度之间存在一定的关系。然而,其原理和过程并未在本研究中清楚地阐释,尚需进一步的研究。另外,PM_{2.5} 和城市景观格局的时空分异特征,以及耕地、植被等典型斑块的景观格局与 PM_{2.5} 的关系及其时空特征,也将是进一步研究的重点。

5 结论

如今,PM_{2.5} 成为越来越多城市棘手的环境问题,不仅影响能见度,而且危害人体健康。本研究以快速城市化、大气质量面临挑战的深圳市为研究区,运用相关分析和逐步回归,探究土地利用类型和城市景观格局对 PM_{2.5} 浓度的影响,得到的主要结论如下。

1) 土地利用类型中,植被作为 PM_{2.5} 的汇景观,对 PM_{2.5} 的削减起着至关重要的作用;其次,耕地和建设用地也会影响 PM_{2.5} 浓度。

2) 城市景观各类型的格局特征中,组成特征(PLAND)和结构特征(ED)对 PM_{2.5} 浓度的影响显著。植被的 PLAND 指数越大,越有利于降低污染物浓度;ED 与 PM_{2.5} 的关系则会随着缓冲区的大小而变化。

3) 城市整体景观中,景观的破碎度(CONTAG 和 AREA_MN)与 PM_{2.5} 浓度关系密切,景观分布越破碎,越不利于降低颗粒物的浓度。

本研究结果可以为城市景观格局规划和优化提供启示和参考:应充分发挥植被的减霾作用,尽量均匀分布各斑块,使斑块间的相互作用频繁,从而降低 PM_{2.5} 的浓度。同时,在无实际监测数据的情况下,可以通过景观指数来估算 PM_{2.5} 的浓度。

参考文献

- [1] Wang J L, Zhang Y H, Shao M, et al. Quantitative relationship between visibility and mass concentration of PM_{2.5} in Beijing. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2006, 18(3): 475–481
- [2] 张智胜, 陶俊, 谢绍东, 等. 成都城区 PM_{2.5} 季节污染特征及来源解析. *环境科学学报*, 2013, 33(11): 2947–2952
- [3] Sun Y, Wang Y, Zhang C. Vertical observations and analysis of PM_{2.5}, O₃, and NO_x at Beijing and Tianjin from towers during summer and autumn 2006. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2010, 27(1): 123–136
- [4] Li L, Wang W, Feng J, et al. Composition, source, mass closure of PM_{2.5} aerosols for four forests in eastern China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(3): 405–412
- [5] Cao G, Zhang X, Gong S, et al. Emission inventories of primary particles and pollutant gases for China. *Chinese Science Bulletin*, 2011, 56(8): 781–788
- [6] 中华人民共和国环境保护部. 国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知[EB/OL]. (2013–09–12) [2015–03–12]. http://zfs.mep.gov.cn/fg/gwyw/201309/t20130912_260045.htm
- [7] Wang H, Zhuang Y, Wang Y, et al. Long-term monitoring and source apportionment of PM_{2.5}/PM₁₀ in Beijing, China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2008, 20(11): 1323–1327
- [8] Wu S, Deng F, Wang X, et al. Association of lung function in a panel of young healthy adults with various chemical components of ambient fine particulate air pollution in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 2013, 77: 873–884
- [9] Shen Z, Hou X, Li W, et al. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 123: 96–107
- [10] Rosenlund M, Forastiere F, Stafoggia M, et al. Comparison of regression models with land-use and emissions data to predict the spatial distribution of traffic-related air pollution in Rome. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2007, 18(2): 192–199
- [11] Ross Z, Jerrett M, Ito K, et al. A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(11): 2255–2269
- [12] Henderson S B, Beckerman B, Jerrett M, et al. Application of land use regression to estimate long-term concentrations of traffic-related nitrogen oxides and fine particulate matter. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(7): 2422–2428

- [13] Yu M, Carmichael G R, Zhu T, et al. Sensitivity of predicted pollutant levels to anthropogenic heat emissions in Beijing. *Atmospheric Environment*, 2014, 89: 169–178
- [14] Eeftens M, Beelen R, de Hoogh K, et al. Development of land use regression models for PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PMcoarse in 20 European study areas; results of the ESCAPE project. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(20): 11195–11205
- [15] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, et al. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 395–402
- [16] Chen L, Peng S, Liu J, et al. Dry deposition velocity of total suspended particles and meteorological influence in four locations in Guangzhou, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(4): 632–639
- [17] Yang J, McBride J, Zhou J, et al. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2005, 3(2): 65–78
- [18] Hoek G, Beelen R, de Hoogh K, et al. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(33): 7561–7578
- [19] Tang U W, Wang Z S. Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: Results from a modelling system. *Environmental Modelling & Software*, 2007, 22(12): 1750–1764
- [20] 丁宇, 李贵才, 路旭, 等. 空间异质性及绿色空间对大气污染的削减效应: 以大珠江三角洲为例. *地球科学进展*, 2011, 30(11): 1415–1421
- [21] Weber N, Haase D, Franck U. Assessing modelled outdoor traffic-induced noise and air pollution around urban structures using the concept of landscape metrics. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 125(6): 105–116
- [22] Escobedo F J, Nowak D J. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 90(3/4): 102–110
- [23] 邵天一, 周志翔, 王鹏程, 等. 宜昌城区绿地景观格局与大气污染的关系. *应用生态学报*, 2004, 15(4): 691–696
- [24] Łowicki D. Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of nitrate vulnerable zones. *Ecological Indicators*, 2012, 23: 27–33
- [25] Tu J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography*, 2011, 31(1): 376–392
- [26] Lee S, Hwang S, Lee S, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 92(2): 80–89
- [27] Schindler S, von Wehrden H, Poirazidis K, et al. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators*, 2013, 31: 41–48
- [28] Wu J, Jenerette G D, Buyantuyev A, et al. Quantifying spatiotemporal patterns of urbanization: the case of the two fastest growing metropolitan regions in the United States. *Ecological Complexity*, 2011, 8(1): 1–8
- [29] Schwarz N. Urban form revisited — selecting indicators for characterizing European cities. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 96(1): 29–47
- [30] 深圳人居环境网. 2013 年度深圳市环境状况公报 [EB/OL]. (2014–1–10) [2015–03–12]. http://www.szhec.gov.cn/xxgk/xxgkml/xxgk_7/xxgk_7_1/201403/t20140326_87794.html
- [31] 中华人民共和国环境保护部. 环境保护部发布 2013 年重点区域和 74 个城市空气质量状况 [EB/OL]. (2014–05–05) [2015–03–12]. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201502/t20150202_295333.htm
- [32] 深圳市气象局. 2013 年深圳市气候公报 [EB/OL]. (2014–01–10) [2015–03–12]. <http://www.szmb.gov.cn/article/QiHouYeWu/qhgcypg/qhgb/2014/01/10/52cfac9dbel16.html>
- [33] 深圳人居环境网. 深圳市环境空气质量时报 [EB/OL]. (2015–1–10) [2015–03–12]. <http://www.szhec.gov.cn/>
- [34] Ding A J, Fu C B, Yang X Q, et al. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1-yr data at the SORPES station. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013, 13(11): 5611–5621

- 5813–5830
- [35] Uuemaa E, Antrop M, Roosaare J, et al. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, 2009, 3(1): 1–28
- [36] Santos-Filho M, Peres C A, Da Silva D J, et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 2012, 21(4): 1127–1147
- [37] McGarigal K, Cushman S A, Neel M C, et al. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Amherst: University of Massachusetts, 2002
- [38] 陈爱莲, 孙然好, 陈利顶. 绿地格局对城市地表热环境的调节功能. *生态学报*, 2013, 33(8): 2372–2380
- [39] Maimaitiyiming M, Ghulam A, Tiyp T, et al. Effects of green space spatial pattern on land surface temperature: Implications for sustainable urban planning and climate change adaptation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2014, 89(3): 59–66
- [40] Li H, Wu J. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19(4): 389–399
- [41] 中国科学院计算机网络信息中心. 国际科学数据服务平台[EB/OL]. (2010–10–25) [2015–03–15]. <http://datamirror.csdb.cn/>
- [42] 徐建华. 现代地理学中的数学方法. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2002: 37–59
- [43] 陶宇, 李锋, 王如松, 等. 城市绿色空间格局的定量化方法研究进展. *生态学报*, 2013, 33(8): 2330–2342
- [44] Duh J, Shandas V, Chang H, et al. Rates of urbanisation and the resiliency of air and water quality. *Science of the Total Environment*, 2008, 400(1/2/3): 238–256
- [45] Tan P, Chou C, Chou C C K. Impact of urbanization on the air pollution “holiday effect” in Taiwan. *Atmospheric Environment*, 2013, 70: 361–375
- [46] Li X, Zhou W, Ouyang Z, et al. Spatial pattern of greenspace affects land surface temperature: evidence from the heavily urbanized Beijing metropolitan area, China. *Landscape Ecology*, 2012, 27(6): 887–898
- [47] Morani A, Nowak D J, Hirabayashi S, et al. How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the million trees NYC initiative. *Environmental Pollution*, 2011, 159(5): 1040–1047
- [48] Connors J P, Galletti C S, Chow W T L. Landscape configuration and urban heat island effects: assessing the relationship between landscape characteristics and land surface temperature in Phoenix, Arizona. *Landscape Ecology*, 2013, 28(2): 271–283
- [49] Buyantuyev A, Wu J. Urban heat islands and landscape heterogeneity: linking spatiotemporal variations in surface temperatures to land-cover and socioeconomic patterns. *Landscape Ecology*, 2010, 25(1): 17–33