

## 城市景观格局对 PM<sub>2.5</sub> 污染的影响

孙 敏<sup>1</sup>, 陈 健<sup>1,2</sup>, 林鑫涛<sup>1</sup>, 杨 山<sup>1</sup>

(1. 浙江农林大学 浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 浙江 杭州 311300; 2. 浙江农林大学 省部共建亚热带森林培育国家重点实验室, 浙江 杭州 311300)

**摘要:** 随着城市大气环境日益恶化, 细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)作为大气污染的重要组成部分, 逐渐成为环境与健康领域的研究重点。在获取浙江省 47 个监测站点 PM<sub>2.5</sub> 监测数据及站点周边的土地利用景观格局的基础上, 运用相关分析和逐步多元回归分析方法探讨景观格局对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的影响。结果表明: ①在 5 类景观格局指标中(景观格局指标表达格式: 类型\_指标, 或类型\_指标\_范围), 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性较高的是 PLAND(景观中各斑块类型所占比例)和 ED(边缘密度), 其中相关性最高的是年度水平上的住宅\_PLAND\_5 指标, 相关系数为 0.633。②各回归模型中, 对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度影响最大的是住宅\_PLAND, 不同建筑用地的景观格局指标[住宅\_ED, 住宅\_PD(斑块密度), 商服\_PD, 商服\_PLAND]也出现在不同季节的回归模型中; 水域、道路、林地的不同景观指标等也在不同季节对 PM<sub>2.5</sub> 产生影响。不同土地利用类型及其景观格局对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度产生不同的影响, 可为城市景观格局规划和 PM<sub>2.5</sub> 污染防治提供参考。图 2 表 2 参 34

**关键词:** 生态学; 土地利用; 细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>); 地理信息系统(GIS); 空间相关性

**中图分类号:** X131; S718.45 **文献标志码:** A **文章编号:** 2095-0756(2018)01-0135-10

## Urban landscape patterns and PM<sub>2.5</sub> pollution

SUN Min<sup>1</sup>, CHEN Jian<sup>1,2</sup>, LIN Xintao<sup>1</sup>, YANG Shan<sup>1</sup>

(1. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China; 2. State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China)

**Abstract:** Atmospheric pollution is becoming serious, and PM<sub>2.5</sub> pollution has become of increasing public concern because of its importance to human health. To determine the effect of landscape pattern on the PM<sub>2.5</sub> pollution in Zhejiang Province, this study was conducted based on the PM<sub>2.5</sub> concentration of 47 monitoring sites and their land use pattern matrices. Five landscape metrics were tested, landscape composition metric (PLAND), landscape configuration metric (ED, PD, SHEI, and CONTAGE). Also, The influence of landscape pattern on PM<sub>2.5</sub> were tested using a correlation analysis and regression analysis. Results showed that: (1) among the five landscape matrices, PLAND and ED had obvious effects on PM<sub>2.5</sub>. The resi\_PLAND\_5 significant correlate with PM<sub>2.5</sub>( $P = 0.633$ ). (2) Resi\_PLAND has played the most significant impact on PM<sub>2.5</sub> concentration in the different regression models. The composition and configuration of construction land (resi\_ED, resi\_PD, comm\_PD and comm\_PLAND) also appeared in the seasonal regression; water, road, and forest also had the influence on PM<sub>2.5</sub> concentration in different seasons. In conclusion, land use type and landscape pattern matrices are important factors affecting PM<sub>2.5</sub> concentration with spatial and temporal variability from these results providing a theoretical and practical basis for land use planning and PM<sub>2.5</sub> pollution control. [Ch, 2 fig. 2 tab. 34 ref.]

收稿日期: 2017-02-20; 修回日期: 2017-05-01

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41101421, 41471442); 浙江省重点创新团队资助项目(2011R50027)

作者简介: 孙敏, 从事景观生态研究。E-mail: 18120197876@163.com。通信作者: 陈健, 副教授, 博士, 从事环境遥感和景观生态研究。E-mail: chenjian@126.com

**Key words:** ecology; land use; PM<sub>2.5</sub>; GIS; spatial correlation

细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)是指空气动力学当量直径小于或等于 2.5 μm 的颗粒物, 由于其独有的特性, 对城市空气质量和人体健康均产生了巨大的消极影响。自 2012 年以来, 中国多地区雾霾频繁发生, 使 PM<sub>2.5</sub> 污染得到了更广泛的关注<sup>[1]</sup>。伴随城市化进程的不断加快, 城市区域土地利用/覆盖类型及其景观格局也在不断发生重大改变, 这些区域的 PM<sub>2.5</sub> 污染状况也随之发生改变<sup>[2-4]</sup>。土地利用/覆盖类型及其景观格局的改变, 能间接反映污染物排放源的空间差异。目前, 国内外对城市不同土地利用类型与大气环境的关系开展了一系列研究。HOEK 等<sup>[5]</sup>对比分析不同土地利用类型下 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度空间分布, 发现交通用地比其他城市用地类型的空间变异程度更高。MARTUZEVICIUS 等<sup>[6]</sup>研究发现辛辛那提市 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度与城市土地利用结构密切相关。国内也在这方面开展了大量研究, LI 等<sup>[7]</sup>利用城市森林效应模型, 探讨城市森林对大气污染的影响, 认为北京中部的树木可以去除 1 261.400 t·a<sup>-1</sup> 的污染物, 其中大部分都是颗粒物。唐响凯等<sup>[8]</sup>发现绿化面积比例与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈显著负相关, 建设用地面积比例则与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈显著正相关。崔岩岩<sup>[9]</sup>发现居民点和道路交通用地的面积与大气颗粒物质量浓度的相关系数分别为 0.798 和 0.743, 而林地和耕地面积与大气颗粒物质量浓度的相关系数分别为-0.834 和-0.353。唐新明等<sup>[10]</sup>发现在 500 和 1 000 m 缓冲区内, 绿地面积与大气颗粒物质量浓度呈显著负相关, 建筑面积与大气颗粒物质量浓度呈显著正相关。这些研究主要集中在土地类型构成及变化或植被覆盖指数等单个要素的景观格局指数和空气质量相关性分析<sup>[11-14]</sup>, 但甚少从宏观土地利用/覆盖类型及不同范围内的微观景观格局的双重角度, 探讨城市景观格局对可入肺颗粒物污染的影响。因此, 本研究以浙江省为研究对象, 分析 47 个 PM<sub>2.5</sub> 国控点周边 5 km 范围内不同层次的景观格局与 PM<sub>2.5</sub> 污染相关性, 探讨景观格局对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的影响, 为中国东部地区城市 PM<sub>2.5</sub> 污染控制, 土地利用规划制定, 以及城市生态建设提供理论和实践的依据。

## 1 研究区域及研究方法

### 1.1 研究区域概况

浙江省处在长江三角洲南翼, 属于亚热带季风气候, 季风显著, 四季分明。随着浙江省经济的快速发展和城市化水平的不断提高, 大气环境问题逐渐成为了经济社会发展中突出的问题。《2015 年浙江环境状况公报》显示: 2015 年全省平均霾日数为 53 d, 雾霾天气主要集中在杭州、嘉兴、金华部分城市化水平较高的地区, 舟山、丽水、台州等地区雾霾天气出现较少。11 个设区城市日空气质量(AQI)未达优良天数比例平均为 21.8%。69 个县级城市日空气质量达到国家二级标准的只有 13 个。虽然在社会界的共同努力下, 城市环境空气质量总体好于上年, 重污染天气明显减少, 全省环境空气质量逐步改善, 但持续控制 PM<sub>2.5</sub> 污染, 改善城市大气环境质量, 依然是浙江省亟待解决的问题。

### 1.2 研究方法

1.2.1 PM<sub>2.5</sub> 数据 PM<sub>2.5</sub> 日均质量浓度数据采用分布在浙江地区的 47 个空气质量监测国控点发布数据(图 1), 数据来源于国家环保部全国空气质量实时发布平台发布的日平均数据(<http://106.37.208.233:20035/>), 通过人工记录的方式获取整年的 PM<sub>2.5</sub> 数据, 数据时段为 2014 年 12 月至 2015 年 11 月, 各站点不同季节和年度质量浓度根据 PM<sub>2.5</sub> 日均质量浓度统计求均值得到。

1.2.2 土地利用/覆盖数据 通过 Google Earth 高清卫星影像, 采用目视解译的方法获取 47 个监测站点 5 km 缓冲区内的近期土地利用数据。在参考相关研究成果的基础上, 结合实际情况, 将土地利用类型分为 9 类, 分别为道路(含高速道路和城市道路)、住宅用地、商服用地、工矿仓储用地、交通绿地、林地(大面积城市森林)、水域、农业、裸地<sup>[15-18]</sup>。

1.2.3 景观格局指数 景观格局指数主要用于描述景观的空间结构特征, 是反映景观结构组成、空间配置特征的简单量化指标。景观中各斑块类型所占比例(PLAND)反映的是土地利用类型在整个景观中所占的面积大小, 已经被广泛证明它与颗粒物质量浓度相关性较高<sup>[19]</sup>。边缘密度(ED)和斑块密度(PD)反映的是景观类型的破碎化程度, 已有研究表明斑块密度与大气颗粒物质量浓度呈负相关, 而边缘密度和大气颗粒物质量浓度呈正相关。香农均匀度指数(SHEI)表征景观被分割的破碎程度, 反映景观空间结

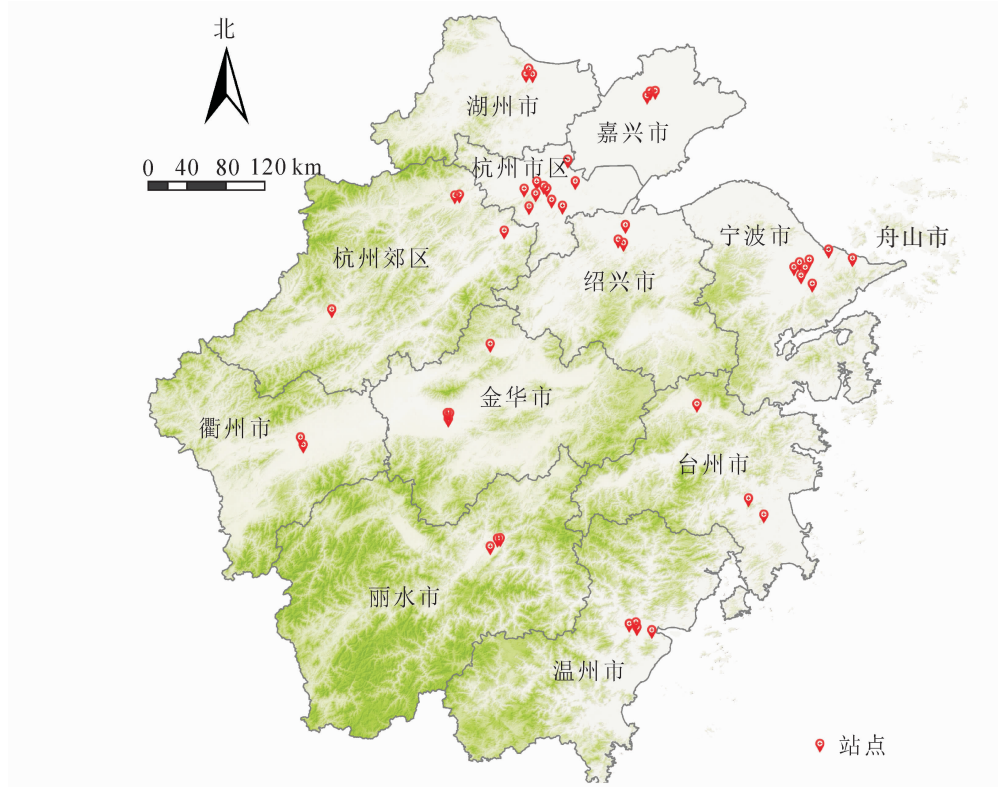


图 1 监测站点分布图

Figure 1 Distribution map of monitoring sites in Zhejiang

构的复杂性。而蔓延度指数(CONTAG)描述了景观里不同斑块类型的团聚程度和延展趋势,包含空间信息,也是描述景观格局最重要的指数之一。因此,本研究共选择反映类型水平特征的 PLAND, ED 和 PD 指标,以及反映景观水平特征的 SHEI 和 CONTAG 等 5 个景观格局指数来描述监测点周边的景观格局特征。

**1.2.4 缓冲区半径** 缓冲区半径的设置对于模型结果有着重要影响,因此,本研究以站点周边不同缓冲区内的影响因素分布情况作为不同变量形式<sup>[5]</sup>。理论上最小缓冲半径需要根据地理数据的空间精度来确定,而最大缓冲半径则与污染源和污染物的扩散模式有关。交通变量的最大缓冲半径一般为 1 km,而土地利用和人口密度等变量的最大缓冲半径可达 5 km<sup>[20]</sup>。本研究以 5 km 为最大缓冲区半径,1 km 为单位,计算各单位半径内的景观格局指数,以此作为分析与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度关系的自变量<sup>[21]</sup>。

**1.2.5 数据分析** ①以各监测点为中心,利用 Fragstat 4.2 分别计算 1, 2, 3, 4 和 5 km 半径范围内的 5 种景观格局指数(文中标为类型\_指标\_范围);②运用皮尔森相关分析法对各景观格局指标和 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度间相关性进行分析,以确定和 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度显著相关的景观格局指标;③运用多元逐步回归法剔除相关性不显著的变量,建立回归模型并分析景观格局指标对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的影响。

## 2 结果与分析

### 2.1 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度变化

47 个站点的 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度均值为 54.341  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ , 季节水平上各个站点间 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度差异显著,季节间质量浓度差异显著(图 2)。其中临平镇监测点的年均质量浓度最大,为 63.952  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ 。临平镇站点位于杭州市余杭区中心,近年来该地区城市化进程发展迅速,建筑用地和道路用地密集,人为排放源多且不利于污染物扩散。最小值为千岛湖监测点(33.197  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ ),千岛湖站点周围的土地利用类型以林地和水域为主,污染源少且利于污染物扩散。不同站点间的 PM<sub>2.5</sub> 季节质量浓度存在显著差异,且不同季节变化规律十分明显,即 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度均值在夏季最低,冬季最高。其中和睦小学冬季均值最高,为 95.130  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ,监测站大楼夏季均值最低,为 20.346  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

2.2 皮尔森相关分析

通过皮尔森相关分析得到 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度与景观格局指数间的相关性。表 1 为各土地利用类型在季度和年度水平上的最优独立变量。本研究以不同缓冲区范围内，不同土地利用类型的景观格局指标作为变量，变量以土地类型\_景观指标\_缓冲区半径的形式表现(其中 PLAND 以 P 表示，以区分PD)。

PLAND 指标中，住宅\_PLAND 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的相关性在各季和年均水平上均最高，并呈正相关。商业\_P 虽均与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈正相关，但相关性略低于住宅\_P。这可能是由于监测站点多集中在城市地区，人口密度较大，住宅用地面积在土地利用中占比较高。工矿仓储用地面积与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度则呈负相关，这与以往研究结果并不一致<sup>[22]</sup>，这可能与两方面因素有关。首先，浙江地区的工矿仓储用地以高新产业及仓储用地为主，与传统工业用地相比，污染物质量浓度较低，且周边建筑物密度及高度均较低，有利于污染物的扩散。其次，监测点附近的工矿用地占比较少，大多不超过 5%，部分站点周边甚至不存在工矿用地。

所有绿地景观中，林地\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 相关性较高，且季节间差异不明显，说明林地\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度之间有明显的相关关系且不受季节影响，这与以往的研究结果一致<sup>[23-24]</sup>。这可能是因为城市林地较其

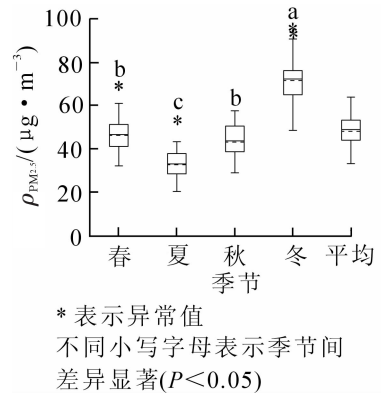


图 2 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度季度均值对比图  
Figure 2 PM<sub>2.5</sub> concentration quarterly average contrast diagram

表 1 景观指标与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性(r 值)

Table 1 Correlation between landscape indexes and PM<sub>2.5</sub> concentration (r value)

| 季节 | PLAND            | ED                | PD                | SHEI           | CONTAGE           |
|----|------------------|-------------------|-------------------|----------------|-------------------|
| 冬季 | 0.586**(住宅_P_5)  | 0.093(住宅_ED_5)    | -0.395**(住宅_PD_5) |                |                   |
|    | -0.478**(林地_P_5) | -0.561**(林地_ED_5) | -0.419*(林地_PD_5)  |                |                   |
|    | -0.401*(水域_P_4)  | -0.227(水域_ED_2)   | -0.256**(水域_PD_4) |                |                   |
|    | 0.359(道路_P_5)    | 0.348*(道路_ED_5)   | 0.256*(道路_PD_4)   |                |                   |
|    | 0.181(商服_P_4)    | -0.182(商服_ED_1)   | -0.401*(商服_PD_4)  | -0.140(SHEI_2) | 0.194(CONTAGE_3)  |
|    | -0.166*(农业_P_3)  | -0.261(农业_ED_2)   | -0.247(农业_PD_3)   |                |                   |
|    | 0.141(裸地_P_1)    | -0.181(裸地_ED_1)   | 0.228(裸地_PD_4)    |                |                   |
|    | 0.105(道绿_P_5)    | 0.081(道绿_ED_4)    | -0.056(道绿_PD_1)   |                |                   |
| 春季 | -0.061(工矿_P_4)   | -0.411**(工矿_ED_4) | -0.426*(工矿_PD_5)  |                |                   |
|    | 0.540**(住宅_P_5)  | 0.131(住宅_ED_5)    | -0.372**(住宅_PD_5) |                |                   |
|    | -0.343(工矿_P_4)   | -0.415*(工矿_ED_4)  | -0.345(工矿_PD_5)   |                |                   |
|    | -0.307*(水域_P_5)  | -0.227(水域_ED_2)   | -0.138(水域_PD_5)   |                |                   |
|    | -0.263*(林地_P_5)  | -0.314**(林地_ED_4) | -0.264*(林地_PD_3)  |                |                   |
|    | -0.214*(农业_P_2)  | -0.327*(农业_ED_5)  | -0.280**(农业_PD_2) | -0.270(SHEI_3) | 0.381*(CONTAGE_3) |
|    | 0.147*(裸地_P_1)   | -0.168(裸地_ED_1)   | -0.172(裸地_PD_1)   |                |                   |
|    | 0.091(道绿_P_1)    | -0.172(道绿_ED_3)   | -0.176(道绿_PD_3)   |                |                   |
| 夏季 | 0.083(道路_P_5)    | 0.087(道路_ED_5)    | 0.061(道路_PD_5)    |                |                   |
|    | 0.085(商服_P_5)    | -0.210(商服_ED_1)   | -0.480**(商服_PD_4) |                |                   |
|    | 0.441*(住宅_P_4)   | 0.130*(住宅_ED_3)   | -0.449*(住宅_PD_5)  |                |                   |
|    | -0.411**(林地_P_5) | -0.383**(林地_ED_4) | -0.301**(林地_PD_1) |                |                   |
|    | -0.292*(农业_P_2)  | -0.364*(农业_ED_2)  | -0.372(农业_PD_2)   |                |                   |
|    | 0.262(商服_P_5)    | -0.106(商服_ED_5)   | -0.388*(商服_PD_3)  |                |                   |
|    | 0.247*(裸地_P_1)   | -0.269(裸地_ED_1)   | -0.221(裸地_PD_1)   | 0.243(SHEI_5)  | 0.142(CONTAGE_3)  |
|    | -0.208(水域_P_5)   | -0.062(水域_ED_5)   | 0.192(水域_PD_2)    |                |                   |
| 平均 | -0.205*(工矿_P_4)  | -0.308*(工矿_ED_4)  | -0.318(工矿_PD_3)   |                |                   |
|    | 0.157(道绿_P_1)    | -0.195(道绿_ED_1)   | 0.134(道绿_PD_1)    |                |                   |
|    | 0.028(道路_P_5)    | 0.048(道路_ED_5)    | 0.338*(道路_PD_5)   |                |                   |

表 1 (续)

Table 1 Continued

| 季节 | PLAND            | ED                | PD                | SHEI           | CONTAGE          |
|----|------------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|
| 秋季 | 0.649*(住宅_P_4)   | 0.255**(住宅_ED_4)  | -0.415**(住宅_PD_5) |                |                  |
|    | -0.540**(林地_P_5) | -0.515**(林地_ED_4) | -0.398**(林地_PD_2) |                |                  |
|    | -0.398*(水域_P_5)  | -0.181(水域_ED_1)   | 0.120(水域_PD_3)    |                |                  |
|    | 0.378(商服_P_5)    | 0.287(商服_ED_5)    | -0.339(商服_PD_1)   |                |                  |
|    | 0.267*(道路_P_5)   | 0.246*(道路_ED_5)   | 0.457**(道路_PD_4)  | -0.135(SHEI_5) | 0.220(CONTAGE_2) |
|    | -0.215(农业_P_2)   | -0.327**(农业_ED_3) | -0.248(农业_PD_2)   |                |                  |
|    | 0.181(裸地_P_1)    | -0.207(裸地_ED_1)   | -0.149*(裸地_PD_1)  |                |                  |
|    | -0.104(工矿_P_4)   | -0.202(工矿_ED_4)   | -0.287(工矿_PD_5)   |                |                  |
|    | 0.037(道绿_P_1)    | 0.112(道绿_ED_5)    | 0.065(道绿_PD_3)    |                |                  |
|    | 0.633**(住宅_P_5)  | 0.165(住宅_ED_4)    | -0.463**(住宅_PD_5) |                |                  |
| 年  | -0.484**(林地_P_5) | -0.530**(林地_ED_1) | -0.516*(林地_PD_1)  |                |                  |
|    | -0.375*(水域_P_5)  | -0.224(水域_ED_2)   | -0.373*(水域_PD_4)  |                |                  |
|    | -0.233(农业_P_2)   | -0.261*(农业_ED_2)  | -0.272(农业_PD_2)   |                |                  |
|    | 0.206(道路_P_5)    | 0.225(道路_ED_5)    | 0.307*(道路_PD_5)   | -0.202(SHEI_2) | 0.260(CONTAGE_3) |
|    | 0.198(裸地_P_1)    | -0.230(裸地_ED_1)   | -0.171(裸地_PD_1)   |                |                  |
|    | -0.197(工矿_P_4)   | -0.296*(工矿_ED_4)  | -0.339*(工矿_PD_5)  |                |                  |
|    | 0.196(商服_P_4)    | -0.167(商服_ED_1)   | -0.409*(商服_PD_1)  |                |                  |
|    | 0.095(道绿_P_1)    | 0.041(道绿_ED_5)    | -0.033(道绿_PD_3)   |                |                  |

说明：\*\*表示在 0.01 水平上显著相关，\*表示在 0.05 水平上显著相关。PLAND 为景观中各斑块类型所占比例(%), ED 为边缘密度, PD 为斑块密度, SHEI 为香农均匀度指数, CONTAG 为蔓延度指数。

他城市绿地景观的面积大,而大面积植被景观不仅植被本身有吸附颗粒物的功能,而且可以通过降低风速迫使颗粒物沉降,并能有效抑制地面扬尘。农业\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 在各季节均呈负相关,但相关性在夏秋季明显高于冬春季,这与农作物自身受物候限制有关。根据这一特点,可以通过合理安排农业生产在一定程度上改善空气质量。道路绿地仅分布在道路沿线,连接度差,破碎度高,因此道路绿地\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性在 3 类绿地类型中最低。水域\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈负相关,相关性在各季节均较高,这表明水域面积所占比重与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度之间的关系十分密切。与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性高的面积占比较大的土地类型的缓冲半径多为 4~5 km。

虽然从理论上讲,可以通过改变不同土地利用类型在城市用地中所占的比例来改变与颗粒物之间的关系<sup>[24]</sup>,但在城市人口日益增多,用地日益紧张背景下,大面积减少建筑用地或增加林地景观面积并不现实,以往有研究表明,斑块密度与大气颗粒物质量浓度呈负相关<sup>[14]</sup>,因此,本研究选择 ED 和 PD 作为重要指标进一步探讨景观结构与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的关系。从表 2 可以看出:林地\_PD 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的相关性较高,且呈显著负相关。ED 指标中,与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性最高的是年均水平下的林地\_ED,且在四季水平下均呈较高的负相关性,城市林地的斑块密度和边缘密度是影响颗粒物质量浓度的重要指标。因此,在城市规划中,合理化林地斑块布局及尽可能优化林地形状显得尤为重要。在春季,农业\_ED\_5 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性是四季中最高的,这可能是因为春季农业用地变化较大。

各建筑用地(即住宅用地、商服用地和工矿仓储用地)与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度相关性差异明显。住宅\_ED 与 PM<sub>2.5</sub> 正相关,但相关性较低。住宅\_PD 则呈负相关,且相关性较高,这就表明,在不减少城市住宅面积的情况下,适当分散住宅区可以改变其与 PM<sub>2.5</sub> 的关系。因此,在城市建设中有必要对住宅区进行合理规划。工矿和商服的 ED 和 PD 与 PM<sub>2.5</sub> 均呈负相关,且相关性要高于 PLAND,适当调整工矿、商服用地的边缘密度和密集程度可能对控制监测点周边 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度具有一定意义。道路\_ED 和道路\_PD 与 PM<sub>2.5</sub> 的相关性不高。

与 PM<sub>2.5</sub> 相关性最高的 SHEI 的缓冲半径在不同季节存在差别,而 CONTAG 的范围主要集中在 2~3 km。殷杉等<sup>[25]</sup>的研究显示城市景观格局的 SHEI 和 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈负相关,而聚集度指数与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈正相关<sup>[26]</sup>,这与本研究结果一致。

### 2.3 多元逐步回归分析

多元逐步回归分析的变量包括各土地利用类型的 PLAND, ED 和 PD, 以及整个景观水平上的 SHEI 和 CONTAG, 根据不同季节不同类型的最优独立变量, 分别得到 4 个季节和年度回归模型。

年度和 4 个季节的模型中出现的指标各不相同, 冬季有 3 个对  $PM_{2.5}$  具有重要影响的变量最终进入模型, 分别为住宅\_P\_5, 住宅\_ED\_5, 道路\_ED\_5。从进入模型的序列可以看出住宅\_P\_5 对  $PM_{2.5}$  的影响是最显著的。春季模型中住宅\_P\_5 对  $PM_{2.5}$  质量浓度的影响仍然最为重要, 商服\_PD\_4 和水域\_P\_5 也是影响春季  $PM_{2.5}$  质量浓度的重要因子。夏天回归模型中, 出现了 3 类指标。在秋季最终有 4 个变量进入模型。总的看来, 对  $PM_{2.5}$  产生影响的土地利用类型包括住宅、林地、水域, 住宅\_P 是对  $PM_{2.5}$  质量浓度影响最重要的因子(表 2)。这也说明景观格局对  $PM_{2.5}$  质量浓度的影响会随时间尺度的变化而变化。

表 2 回归模型分析

Table 2 Regression model analysis

| 回归模型 | 变量      | 模型参数    |         |       | 显著性            |
|------|---------|---------|---------|-------|----------------|
|      |         | 截距 $B$  | 统计量 $t$ | $P$ 值 |                |
| 冬    | 常量      | 61.198  | 22.325  | 0.000 | 调整 $R^2=0.578$ |
|      | 住宅_P_5  | 0.600   | 7.080   | 0.000 | $F=21.977$     |
|      | 住宅_ED_5 | -0.495  | -4.845  | 0.000 | $(P=0.000)$    |
|      | 道路_ED_5 | 0.262   | 3.468   | 0.001 |                |
| 春    | 常量      | 46.418  | 15.567  | 0.000 | 调整 $R^2=0.517$ |
|      | 住宅_P_5  | 0.261   | 4.133   | 0.000 | $F=17.418$     |
|      | 商服_PD_4 | -10.517 | -4.570  | 0.000 | $(P=0.000)$    |
|      | 水域_PD_5 | -0.272  | -2.437  | 0.019 |                |
| 夏    | 常量      | 8.988   | 1.372   | 0.000 | 调整 $R^2=0.532$ |
|      | 住宅_P_4  | 0.228   | 4.863   | 0.000 | $F=14.047$     |
|      | 商服_PD_3 | -7.020  | -4.796  | 0.000 | $(P=0.000)$    |
|      | SHEI_5  | 24.930  | 3.066   | 0.004 |                |
|      | 商服_P_5  | 0.271   | 2.586   | 0.013 |                |
| 秋    | 常量      | 47.273  | 14.852  | 0.000 | 调整 $R^2=0.614$ |
|      | 住宅_P_4  | 0.144   | 2.216   | 0.015 | $F=19.286$     |
|      | 住宅_PD_5 | -3.565  | -3.370  | 0.002 | $(P=0.000)$    |
|      | 水域_P_5  | -0.348  | -3.726  | 0.001 |                |
|      | 林地_P_5  | -0.120  | -2.729  | 0.009 |                |
| 年度   | 常量      | 44.779  | 18.759  | 0.000 | 调整 $R^2=0.514$ |
|      | 住宅_P_5  | 0.423   | 6.154   | 0.000 | $F=17.241$     |
|      | 住宅_ED_4 | -0.193  | -3.112  | 0.003 | $(P=0.000)$    |
|      | 水域_P_4  | -0.194  | -2.247  | 0.030 |                |

在 4 个季节和年度的回归模型中, 出现次数最多的与可吸入颗粒物质量浓度相关的土地利用类型是住宅, 其中住宅\_P 的系数为正值, 且均是第 1 个进入模型的, 说明住宅面积的增加是造成  $PM_{2.5}$  质量浓度升高的重要因素。本研究中的住宅用地包括在建住宅和建成住宅 2 部分, 由于城镇化扩张导致的建设扬尘以及密集人类活动与生产活动产生的大量空气污染均会导致雾霾天气的产生。除此以外, 住宅\_ED 出现在了冬季和年度模型中, 住宅\_PD 出现在了秋季模型中, 且系数为负值, 系数较大, 在用地面积不变的情况下, 说明合理分散住宅用地空间分布, 规划住宅用地的结构, 增加住宅用地的边缘密度, 对降低  $PM_{2.5}$  质量浓度十分重要。

冬季模型中, 道路\_ED 系数为正, 这就表明冬季道路边缘密度越大的监测点, 城市  $PM_{2.5}$  污染越严重, 因此合理规划道路布局十分重要。在保持道路面积不变的情况下, 应当尽量降低道路的边缘密度。

商服\_PD 出现在了春夏 2 季模型中, 系数为负值, 且绝对值较大, 说明在保持面积不变的情况下,

商服用地的聚集程度适当降低，可降低 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度。虽然商服\_P 在夏季对 PM<sub>2.5</sub> 产生正面影响，这表明商服用地面积扩大会导致污染物质量浓度增加，但是从进入模型的顺序和系数大小可以看出其对颗粒物影响要低于商服\_PD。因此，在城市建设过程中，合理规划商服用地的分布比控制商服用地面积更易实现且更有意义。夏季的回归模型中，SHEI\_5 与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度呈正相关，且系数较大，也是 4 季和年度模型中，唯一一次出现景观水平的指标。可见，SHEI 也是影响夏季可入肺颗粒物质量浓度的重要因素之一，控制城市整体景观破碎化程度有利于控制 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度。

春秋 2 季及年度模型中出现了水域\_P 和林地\_P 这 2 个景观格局指标，且系数均为负值。水域能有效地减少空气中的细颗粒物数量，而植被叶片则可以通过干、湿沉降吸附颗粒物，降低可入肺颗粒物的质量浓度，因此，水域和成片的植被面积增加，对控制城市可入肺颗粒物质量浓度有重要意义。

### 3 讨论

对浙江省 47 个监测点的景观格局和 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度进行多元回归分析发现，PM<sub>2.5</sub> 随建筑用地 PLAND 越高而质量浓度越高，说明大面积、高密度的以水泥为下垫面的建设用地会加大城市空气污染。城市化的快速发展导致了建设用地面积的迅速扩大，大量的不透水表面的增加意味着频繁的人类活动和大量的交通污染物的排放，且高密度的建筑不利于污染物扩散，因此加重了可入肺颗粒物污染。TAN 等<sup>[27]</sup>以中国台湾作为案例研究表明，在任何季节，低城市化地区的空气质量都优于城市化水平较高的地区。因此，在城市建设中控制建设用地面积比例，减少城市无序扩张，对减缓 PM<sub>2.5</sub> 污染具有显著效果。除此以外，水域和城市林地面积的扩大也有利于污染物质量浓度的降低。之前已经有许多研究表明，植被是重要的降低 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的土地利用类型。植被可以通过干湿沉降吸收颗粒物。如 YANG 等<sup>[28]</sup>利用城市森林效应模型探讨城市森林效应对大气污染的研究，表明北京中部树木可清除 1 261.400 t·a<sup>-1</sup> 污染物，其中大部分都是颗粒物。此外，水域也对降低 PM<sub>2.5</sub> 发挥了重要作用。水域不仅可以通过沉积和吸收颗粒物污染，且通常表面开阔，有利于污染物扩散<sup>[29]</sup>。本研究区域位于南方地区，水域面积所占比例较北方地区大，对 PM<sub>2.5</sub> 的作用更明显。本研究的模型证实了水域的重要性，因此，在今后的研究中应给予更多的关注。另外皮尔森相关分析表明农业\_P 与 PM<sub>2.5</sub> 存在相关关系，但并未出现在最终的模型中，这与 TAO 等<sup>[30]</sup>的研究认为农作物可作为一种植被吸收污染物的结论不符。其原因主要是由于浙江省这 47 个站点绝大部分位于城市，周边农业用地所占比例相对较小，相比农业\_P 未对 PM<sub>2.5</sub> 造成影响。道路绿地与城市森林相比发挥的作用也不够明显，这是因为道路绿地连接度差，破碎度高，其效应研究适合在小尺度上进行，城市尺度和区域尺度不适用于道路绿地对 PM<sub>2.5</sub> 影响的研究<sup>[31]</sup>。建筑用地 ED 及 PD 越高，PM<sub>2.5</sub> 质量浓度越低。ED 可以反映一定的景观边缘复杂性，PD 则可以反映景观之间的相互作用程度。首先，随着 ED 和 PD 的升高，土地利用类型之间的相互作用可以更加密切，可以提高绿地和周围斑块之间的物质流动和交换，促进周边地区 PM<sub>2.5</sub> 沉积，从而导致可入肺颗粒物质量浓度降低<sup>[32]</sup>。其次，城市景观结构对环境微气候有影响，例如风和温度等。城市的道路结构可以改变风速和风向，城市结构对热岛产生重要影响<sup>[33]</sup>，而这些正是影响 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的重要因素。因此，ED 和 PD 可能间接影响环境空气污染。此外，边缘密度和斑块密度的改变会对人类活动产生影响，这也可能是使 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度降低的另一个重要原因。综上所述可以看出：土地利用类型及其景观格局对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度有着较强影响，与遥感影像的结合是未来研究和预测区域 PM<sub>2.5</sub> 空间分布格局的一个重要方向。

本研究在数据获取可行性的基础上，确定了 47 个站点，但是这些站点布设主要是由政府部门设置。出于对站点代表性的考虑，在以后的研究中可利用可移动监测仪器进行布点监测，获得更加准确的研究结果。之前有许多研究已经证明了景观破碎度会对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度产生影响，但由于研究区域及站点分布与以往研究的差异，所以本研究的研究结果不够理想。另外，表征城市景观格局状况的指标有很多，由于数据获取的局限性，综合前人研究和数据量等多方面的考虑本文仅仅选用了 5 个指标分析它们对 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的影响，不足以表征全部的城市景观格局。其他指标如城市景观组分的形状也会影响到景观功能的发展，特别是城市规模形态的三维空间分布将显著影响污染物扩散的范围与速度<sup>[31]</sup>；建筑物的高度和密度会降低城区风速，从而使得大气污染物的质量浓度成倍地增加<sup>[34]</sup>。因此，仅靠二维的方法已经不能准确描述现代城市立体空间的发展和变化，城市三维研究扩展应该作为景观生态研究的发展趋

势, 以此判断城市规划布局的合理性, 也可以丰富景观生态学在景观格局研究方面的理论和方法。在今后的研究中应当结合研究区的现实状况, 选择更加合适和丰富的景观格局指标。

## 4 结论

本研究以浙江省为例, 利用皮尔森相关分析和多元逐步回归方法, 分析土地利用景观格局对  $PM_{2.5}$  质量浓度的影响, 结果表明: ①监测点的  $PM_{2.5}$  质量浓度均值时空差异明显,  $PM_{2.5}$  质量浓度均值在冬季最高, 夏季最低。②与  $PM_{2.5}$  质量浓度的相关程度较高的是 PLAND 和 ED, 相关性最高的指标是年度水平上的住宅\_P\_5。③住宅\_P 和住宅\_ED 在 4 和 5 km 范围内会对  $PM_{2.5}$  质量浓度产生比较重要的影响。不同季节中水域\_P, 林地\_P, 林地\_ED 在不同范围均对  $PM_{2.5}$  质量浓度产生削减作用。商服用地或道路会在特定季节对  $PM_{2.5}$  产生一定程度的影响。

## 5 参考文献

- [1] POPE C A, BURNETT R T, THUN M J, *et al.* Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. *JAMA J Am Med Assoc*, 2002, **287**(9): 1132 - 1141.
- [2] 刘纪远, 张增祥, 庄大方, 等. 20 世纪 90 年代中国土地利用变化时空特征及其成因分析[J]. 地理研究, 2003, **22**(1): 1 - 11.  
LIU Jiyuan, ZHANG Zengxiang, ZHUANG Dafang, *et al.* A study on the spatial-temporal dynamic changes of land-use and driving forces analyses of China in the 1990s [J]. *Geogr Res*, 2003, **22**(1): 1 - 11.
- [3] 张润森, 濮励杰, 刘振. 土地利用/覆被变化的大气环境效应研究进展[J]. 地域研究与开发, 2013, **32**(4): 123 - 128.  
ZHANG Runsen, PU Lijie, LIU Zhen. Advances in research on atmospheric environment effects of land use and land cover change [J]. *Areal Res Dev*, 2013, **32**(4): 123 - 128.
- [4] 范俊甫, 马廷, 周成虎, 等. 1992-2010 年基于 DMSP-OLS 图像的环渤海城市群空间格局变化分析[J]. 地球信息科学学报, 2013, **15**(2): 280 - 288.  
FAN Junpu, MA Ting, ZHOU Chenghu, *et al.* Changes in spatial patterns of urban landscape in Bohai Rim from 1992 to 2010 using DMSP-OLS data [J]. *J Geo-Inf Sci*, 2013, **15**(2): 280 - 288.
- [5] HOEK G, BEELEN R, de HOOGH K, *et al.* A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution [J]. *Atmos Environ*, 2008, **42**(33): 7561 - 7578.
- [6] MARTUZEVICIUS D, GRINSHPUN S A, REPOENT T, *et al.* Spatial and temporal variations of  $PM_{2.5}$  concentration and composition throughout an urban area with high freeway density: the Greater Cincinnati study [J]. *Atmos Environ*, 2004, **38**(8): 1091 - 1105.
- [7] LI Xiaoma, ZHOU Weiqi, OUYANG Zhiyun, *et al.* Spatial pattern of greenspace affects land surface temperature: evidence from the heavily urbanized Beijing metropolitan area, China [J]. *Landscape Ecol*, 2012, **27**(6): 887 - 898.
- [8] 唐昫凯, 刘胜华. 城市土地利用类型与  $PM_{2.5}$  浓度相关性研究: 以武汉市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2015, **24**(9): 1459 - 1463.  
TANG Junkai, LIU Shenghua. Research on the correlation between urban land use types and  $PM_{2.5}$  concertations in Wuhan [J]. *Resour Environ Yangtze Basin*, 2015, **24**(9): 1459 - 1463.
- [9] 崔岩岩. 城市土地利用变化对空气质量影响研究: 基于济南市 8 个空气质量监测点位[D]. 济南: 山东建筑大学, 2013.  
CUI Yanyan. *Research on the Influence City Land Use Change on Air Environment Quality* [D]. Jinan: Shandong Jianzhu University, 2013.
- [10] 唐新明, 刘浩, 李京, 等. 北京地区霾/颗粒物污染与土地利用/覆盖的时空关联分析[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(9): 2561 - 2569.  
TANG Xinming, LIU Hao, LI Jing, *et al.* Response analysis of haze/particulate matter pollution to land use/cover in Beijing [J]. *China Environ Sci*, 2015, **35**(9): 2561 - 2569.
- [11] WENG Qihao, YANG Shihong. Urban air pollution patterns land use, and thermal landscape: an examination of the linkage using GIS [J]. *Environ Mon Asst*, 2006, **117**(1/3): 463 - 489.



- [12] 王伟武, 陈超. 杭州城市空气污染物空间分布及其影响因子的定量分析[J]. 地理研究, 2008, **27**(2): 241 – 249.  
WANG Weiwu, CHEN Chao. A quantitative analysis on spatial distribution of the pollutants in the urban air and their impact factors based on geostatistics and GIS: a case study of Hangzhou City [J]. *Geogr Res*, 2008, **27**(2): 241 – 249.
- [13] BANDEIRA J M, COELHO M C, SÁ M E, *et al.* Impact of land use on urban mobility patterns, emissions and air quality in a Portuguese medium-sized city [J]. *Sci Total Environ*, 2011, **409**(6): 1154 – 1163.
- [14] FAMELIA K M, ASSIMAKOPOULOS V D, KOTRONI V, *et al.* Effect of the land use change characteristics on the air pollution patterns above the greater Athens area (GAA) after 2004 [J]. *Glob Nest J*, 2013, **15**(2): 169 – 177.
- [15] WEBER N, HAASE D, FRANK U. Assessing modelled outdoor traffic-induced noise and air pollution around urban structures using the concept of landscape metrics [J]. *Landscape Urban Plann*, 2014, **125**(6): 105 – 116.
- [16] HUANG Yukai, LUVSAN M E, GOMBOJAV E, *et al.* Land use patterns and SO<sub>2</sub>, and NO<sub>2</sub>, pollution in Ulaanbaatar, Mongolia [J]. *Environ Res*, 2013, **124**(1): 1 – 6.
- [17] 马新辉, 任志远, 孙根年. 城市植被净化大气价值计量与评价: 以西安市为例[J]. 中国生态农业学报, 2004, **12**(2): 180 – 182.  
MA Xinhui, REN Zhiyuan, SUN Gennian. The calculation and assessment to the values of air purification by vegetation in Xi'an City [J]. *Chin J Eco-Agric*, 2004, **12**(2): 180 – 182.
- [18] 马新辉, 孙根年, 任志远. 西安市植被净化大气物质量的测定及其价值评价[J]. 干旱区资源与环境, 2002, **16**(4): 83 – 86.  
MA Xinhui, SUN Gennian, REN Zhiyuan. The values of vegetation purified air and its measure in Xin'an City [J]. *J Arid Land Resour Environ*, 2002, **16**(4): 83 – 86.
- [19] 叶文虎, 魏斌, 仝川. 城市生态补偿能力衡量和应用[J]. 中国环境科学, 1998, **8**(4): 298 – 301.  
YE Wenhui, WEI Bin, TONG Chuan. Measurement and application of urban ecological compensation [J]. *China Environ Sci*, 1998, **8**(4): 298 – 301.
- [20] BEELEN R, HOEK G, VIENNEAU D, *et al.* Development of NO<sub>2</sub>, and NO<sub>x</sub>, land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe-the ESCAPE project [J]. *Atmos Environ*, 2013, **72**(2012): 10 – 23.
- [21] WU Jiansheng, XIE Wudan, LI Weifeng, *et al.* Effects of urban landscape pattern on PM<sub>2.5</sub> pollution—a Beijing case study [J]. *PLoS One*, 2015, **10**(11): e0142449. doi: 10.1371/journal.pone.0142449.
- [22] WANG Jun, HU Zimei, CHEN Yuanyuan, *et al.* Contamination characteristics and possible sources of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in different functional areas of Shanghai, China [J]. *Atmos Environ*, 2013, **68**(2): 221 – 229.
- [23] 杨志新. 北京郊区农田生态系统正负效应价值的综合评价研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2006.  
YANG Zhixin. *Comprehensive Evaluation of Positive and Negative Effects of Farmland Ecosystem in Beijing Suburb* [D]. Beijing: China Agricultural University, 2006.
- [24] 许珊, 邹滨, 蒲强, 等. 土地利用/覆盖的空气污染效应分析[J]. 地球信息科学学报, 2015, **17**(3): 290 – 299.  
XU Shan, ZOU Bin, PU Qiang, *et al.* Impact analysis of land use/cover on air pollution [J]. *J Geo-Inf Sci*, 2015, **17**(3): 290 – 299.
- [25] 殷杉, 刘春江. 城市植被对大气颗粒物的防控功能及应用[J]. 园林, 2013, **31**(6): 16 – 20.  
YIN Shan, LIU Chunjiang. Prevention and control function of urban vegetation on atmospheric particulate matter and its application [J]. *Garden*, 2013, **31**(6): 16 – 20.
- [26] HANKEY S, MARSHALL J D. Land use regression models of on-road particulate air pollution (particle number, black carbon, PM<sub>2.5</sub>, particle size) using mobile monitoring [J]. *Environ Sci Technol*, 2015, **49**(15): 9194 – 9202.
- [27] TAN Peihua, CHOU C, CHOU C K. Impact of urbanization on the air pollution “holiday effect” in Taiwan [J]. *Atmos Environ*, 2013, **70**: 361 – 375.
- [28] YANG Jun, McBRIDE J, ZHOU Jinxin, *et al.* The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction [J]. *Urban For Urb Green*, 2005, **3**(2): 65 – 78.
- [29] BOYD P W, MACKIE D S, HUNTER K A. Aerosol iron deposition to the surface ocean: modes of iron supply and

- biological responses [J]. *Mar Chem*, 2010, **120**(1/4): 128 – 143.
- [30] TAO Yu, LI Feng, WANG Rusong, *et al.* Research progress in the quantitative methods of urban green space patterns [J]. *Acta Ecol Sin*, 2013, **33**(8): 2330 – 2342.
- [31] 宫继萍, 胡远满, 刘森, 等. 城市景观三维扩展及其大气环境效应综述[J]. 生态学杂志, 2015, **34**(2): 562 – 570.  
GONG Jiping, HU Yuanman, LIU Miao, *et al.* Review on three-dimensional expansion and its atmosphere environmental effects of urban landscape [J]. *Chin J Ecol*, 2015, **34**(2): 562 – 570.
- [32] ZHOU Weiqi, HUANG Ganlin, CADENASSO M L. Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes [J]. *Landscape Urban Plann*, 2011, **102**(1): 54 – 63.
- [33] ZHOU Weiqi, QIAN Yuguo, LI Xiaoma, *et al.* Relationships between land cover and the surface urban heat island: seasonal variability and effects of spatial and thematic resolution of land cover data on predicting land surface temperatures [J]. *Landscape Ecol*, 2014, **29**(1): 153 – 167.
- [34] 王咏薇, 蒋维楣, 郭文利, 等. 城市布局规模与大气环境影响的数值研究[J]. 地球物理学报, 2008, **51**(1): 88 – 100.  
WANG Yongwei, JIANG Weimei, GUO Wenli, *et al.* Numerical study of the urban scale and layout effect on atmospheric environment [J]. *Chin J Geophys*, 2008, **51**(1): 88 – 100.