

# 广州市城市公园土壤重金属累积特征、形态分布及其生态风险

谢邵文<sup>1, 2, 3</sup>, 郭晓淞<sup>1</sup>, 杨芬<sup>5</sup>, 黄强<sup>1</sup>, 陈曼佳<sup>3</sup>, 魏兴琥<sup>1</sup>, 刘承帅<sup>2, 3, 4\*</sup>

1. 佛山科学技术学院, 广东 佛山 528000; 2. 岭南现代农业科学与技术广东省实验室, 广东 广州 510642;

3. 广东省科学院生态环境与土壤研究所/华南土壤污染控制与修复国家地方联合工程研究中心/广东省农业环境综合治理重点实验室, 广东 广州 510650;

4. 中国科学院地球化学研究所/环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550001;

5. 中国科学院地理科学与资源研究所/陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101

**摘要:** 城市公园土壤环境质量对城市绿色发展和居民健康均有重要影响。为了解广州市城市公园土壤中重金属含量、形态分布特征及其生态风险情况, 以广州市核心城区典型城市公园表层土壤为对象, 系统分析了土壤中 Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni 等 6 种重金属的含量; 运用 Tessier 连续提取法分析重金属的可交换态 (F1)、碳酸盐结合态 (F2)、铁锰氧化态 (F3)、有机态 (F4) 和残渣态 (F5) 等 5 种重金属形态的分布特征; 同时运用次生相与原生相比值法 (RSP) 和风险评价编码法 (RAC) 对城市公园表层土壤重金属的生态风险进行了评估与讨论。结果表明, (1) 广州市城市公园土壤中 Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 和 Cd 的平均含量依次为 64.71、58.55、37.59、131.04、23.16 和 0.54 mg·kg<sup>-1</sup>。运用单因子指数法分析重金属累积特征发现, 城市公园土壤中 Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 为轻污染, 仅部分区域为中污染, 而 Cd 为重污染。(2) 重金属形态分析表明不同重金属的形态分布特征存在较大的差异, Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 以残渣态和铁锰氧化态为主, 而 Cd 以可交换态和铁锰氧化态为主。重金属形态分布的异质性也在一定程度上反映了重金属的迁移特性及其潜在环境风险的差异。(3) 次生相与原生相比值法和风险指数编码法计算结果均表明广州市城市公园表层土壤中 Cd 的生态风险显著高于其他重金属, 生态风险强弱顺序为 Cd>Zn>Cu>Pb>Ni>Cr; 空间分布上, 核心城区中部 (天河区、白云区和黄埔区) Cd 的生态风险相对较高。综上所述, 广州市核心城区城市公园表层土壤的主要重金属污染物为 Cd, 其生态风险远高于其他重金属, 在今后粤港澳大湾区城市绿色发展及土壤环境风险管控中应当引起重视。

**关键词:** 广州市; 城市公园; 土壤环境; 重金属; 形态分布; 生态风险评价

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2022.11.012

**中图分类号:** X53; X820.4

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906 (2022) 11-2206-10

**引用格式:** 谢邵文, 郭晓淞, 杨芬, 黄强, 陈曼佳, 魏兴琥, 刘承帅, 2022. 广州市城市公园土壤重金属累积特征、形态分布及其生态风险[J]. 生态环境学报, 31(11): 2206-2215.

XIE Shaowen, GUO Xiaosong, YANG Fen, HUANG Qiang, CHEN Manjia, WEI Xinghu, LIU Chengshuai, 2022. Accumulation characteristics, geochemical fractions distribution and ecological risk of heavy metals in soils of urban parks in Guangzhou, China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 31(11): 2206-2215.

随着中国城市化和工业化的快速发展, 大型城市公园土壤已遭受到较为普遍的重金属污染 (刘申等, 2010; 朱立安等, 2021)。由于城市地处经济繁荣、科技发达且工业密集的区域, 城市公园土壤本质上区别于农田土壤和森林土壤, 其土壤中重金属的含量、形态分布受到人为活动影响显著。城市化工石化行业、冶金机电行业、轻工纺织行业以及汽车尾气排放等工业重金属源的输入, 使得进入城

市公园土壤中的重金属含量显著增加, 形态分布特征也变得更为复杂。城市公园作为城市居民休闲娱乐的重要场所, 其土壤环境质量对城市绿色发展和城市居民健康均有重要影响 (徐国良等, 2019)。因此, 开展城市公园土壤重金属累积特征、形态分布特征及其生态风险的研究, 对于理清重金属分布规律和对可能存在的生态风险防范, 保障城市生态环境安全和居民健康均具有重要的现实意义。

**基金项目:** 岭南现代农业科学与技术广东省实验室科研项目 (NZ2021026); 广东省科学院建设国内一流研究机构行动专项资金项目 (2020GDASYL-20200301003; 2020GDASYL-20200103083); 国家重点研发计划项目 (2020YFC1808500)

**作者简介:** 谢邵文 (1990 年生), 男, 讲师, 研究方向为流域面源污染控制和重金属环境风险评价。E-mail: xiesw@fosu.edu.cn

\*通讯作者: 刘承帅, 男, 研究员, 研究方向为元素环境地球化学。E-mail: liuchengshuai@vip.gyig.ac.cn

**收稿日期:** 2022-05-12

广州市作为粤港澳大湾区最具代表性的特大城市，人口众多，交通网线稠密，是中国重要的中心城市、国际商贸中心和综合交通枢纽中心。已有研究表明，广州市土壤中重金属含量显著高于珠江三角洲区域土壤背景值(韩志轩等, 2018; Xie et al., 2019)。柴世伟等(2006)对广州市郊区土壤中 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、As 和 Hg 污染评价分析发现，Hg、Cd 和 Zn 均出现了较高频率的污染状况。陈海珍等(2010)运用内梅罗综合污染指数对广州市不同功能区土壤重金属污染评价发现，各功能区的内梅罗综合污染指数依次为公园(18.13)>商业区(15.85)>居民区(13.34)>汽车站(10.75)>医疗区(9.61)>文教区(8.98)，均达到重度污染程度。陈丹青等(2016)运用 PCA/APCS 和地统计学方法对广州市土壤重金属来源解析表明，Cd 和 Hg 含量均值分别达到背景值的 5.79 倍和 2.31 倍，其中 57.7% 的点位 Cd 以交通运输源为主，且主要分布在广州市的中部及北部。

综上所述，广州市土壤重金属污染问题日趋严重，亟需深入了解广州市城市公园土壤中重金属含量、形态分布特征及生态风险情况。本研究以广州市核心城区典型城市公园为对象，系统分析了核心城区城市公园表层土壤中 Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni，6 种重金属含量和可交换态(F1)、碳酸盐结合态(F2)、铁锰氧化态(F3)、有机态(F4)以及残渣态(F5)，5 种形态重金属的分布特征，同时运用次生相与原生相比值法(RSP)和风险评价编码法(RAC)对广州市城市公园土壤重金属的生态风险进行了评价与讨论，以期广州市城市公园土壤环境质量和居民身体健康保障，及粤港澳大湾区城市生态环境安全和绿色发展提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样布点

采样布点采用随机布点法，在广州市核心城区(白云区、天河区、越秀区、荔湾区、黄埔区、海珠区、番禺区)中的 16 个典型城市公园表层土壤中进行随机采样，每个公园布置 3 个取样点进行采样后混合成 1 个代表性样品，各取样点均匀分布于公园内确保代表整个公园区域土壤重金属的实际情况，公园采样点分布如图 1 所示。样品的采集、保存与制备均按照《土壤检测第 1 部分：土壤样品的采集、处理和贮存》(NY/T 1121.1—2006)中的方法进行，采样时去除取样点表层的腐殖质、大块石头等杂质，再利用采样器采集 0—20 cm 的表层土壤样品，放置样品袋并标注采样地点及编号。土样经自然风干，剔除杂物，研磨过 100 目尼龙筛后保存待用。

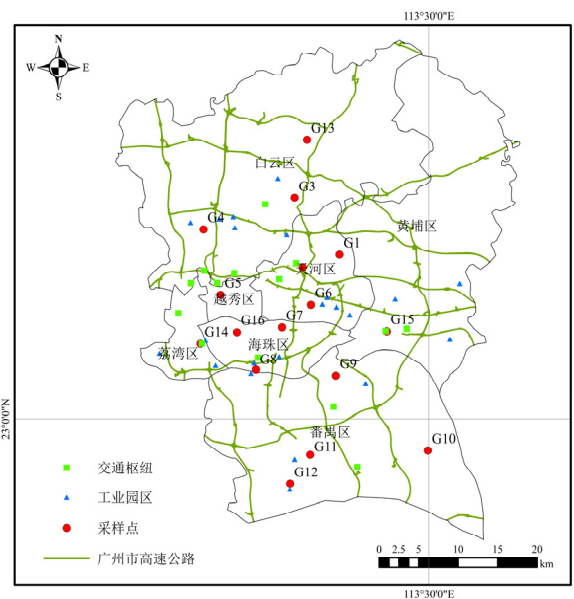


图 1 采样点分布图

Figure 1 Distribution map of sampling sites

### 1.2 实验方法

土壤样品完成前处理后采用  $\text{HNO}_3\text{-HCl-H}_2\text{O}_2$  法进行消解，采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, 安捷伦 7700)对 Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni, 6 种重金属的含量进行测定。采用 Tessier 5 步连续提取法对重金属的可交换态(F1)、碳酸盐结合态(F2)、铁锰氧化态(F3)、有机态(F4)以及残渣态(F5)等 5 种重金属形态含量进行分步提取(Tessier, 1979; 邓晓霞等, 2016), 提取后的形态含量同样采用 ICP-MS 进行测定。其中 Tessier 5 步连续提取法的具体步骤为: (1)可交换态, 在 2.00 g 样品中加入 16 mL  $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的  $\text{pH}=7.0$  的  $\text{MgCl}_2$  溶液, 于  $25\text{ }^\circ\text{C}$  下震荡 1 h 后离心 10 min, 取上清液后加入去离子水洗涤残留物; (2)碳酸盐结合态, 向第一步残留物中加入 16 mL  $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的  $\text{pH}=5.0$  的 NaAc 溶液, 在  $25\text{ }^\circ\text{C}$  下震荡 6 h 后离心分离, 取上清液并加入去离子水洗涤残留物; (3)铁锰氧化态, 向第二步残留物中加入 16 mL  $0.04 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ , 于  $95\text{ }^\circ\text{C}$  下断续震荡 6 h 后离心分离, 取上清液后加入去离子水洗涤残留物; (4)有机态, 向第三步残留物中加入 3 mL  $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{HNO}_3$  和 5 mL 体积分数 30% 的  $\text{pH}=2.0$  的  $\text{H}_2\text{O}_2$ , 水浴加热至  $85\text{ }^\circ\text{C}$ , 间歇震荡 2 h 后再加入 5 mL 体积分数 30% 的  $\text{pH}=2.0$  的  $\text{H}_2\text{O}_2$  继续加热 2 h, 并间歇震荡; 待冷却至  $(25\pm 1)\text{ }^\circ\text{C}$  后加入 5 mL  $3.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NH}_4\text{Ac}$ , 连续震荡 30 min 后离心分离, 取上清液后加入去离子水洗涤残留物; (5)残渣态, 将经过前四步提取后残留物采用  $\text{HNO}_3\text{-HCl-H}_2\text{O}_2$  法进行消解后上机测定。

土壤重金属的空间分布特征采用反距离插值法(IDW)进行分析。反距离插值法运用相近相似原理,是一种操作简便且性价比较高的空间插值法,具有较好的普适性(刘光孟等,2011)。陈思萱等(2015)运用反距离插值法对广东省某地区土壤中砷污染的空间分布特征研究表明,反距离插值法可以更加充分地显示As在空间分布上的总体趋势,并且能够更好地显示出As在局部区域的突变情况。马宏宏等(2018)通过对湖北省恩施市表层土壤Cd和As的空间分布特征分析发现,利用反距离插值法可以更加有效地利用极值的信息内容,并且能够提高分析的准确性。因此,本研究在分析重金属Cd和Zn的生态风险空间分布特征时使用该法作为空间分析的主要手段。

### 1.3 重金属累积特征分析方法

利用单因子指数法对土壤中重金属累积特征进行分析,计算公式如下:

$$P_i = C_i / C_{0i} \quad (1)$$

式中:

$P_i$ ——土壤重金属*i*元素的污染指数;

$C_i$ ——土壤重金属*i*元素实测含量;

$C_{0i}$ ——土壤重金属的背景值含量(Gu et al., 2018)。根据 $P_i$ 的数值可将土壤重金属的污染程度分为未超标、轻污染、中污染以及重污染4个等级,具体评价等级划分见表1。

表1 土壤重金属累积特征评价等级划分

Table 1 Classification of soil heavy metal accumulation characteristics

| 评价指数范围<br>Assessment index | <1            | 1-2                        | 2-3                        | >3                        |
|----------------------------|---------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------|
| 评价等级<br>Assessment grade   | 零级<br>0 grade | 一级<br>1 grade              | 二级<br>2 grade              | 三级<br>3 grade             |
| 污染等级<br>Pollution grade    | 未超标<br>Clean  | 轻污染<br>Slight<br>pollution | 中污染<br>Medium<br>pollution | 重污染<br>Heavy<br>pollution |

### 1.4 重金属生态风险评价方法

#### 1.4.1 次生相与原生相分布比值法(RSP)

重金属的形态和其迁移特性密切相关,相较于其他4种形态重金属,残渣态重金属的化学性质十分稳定,难以释放到周围环境中,因此基于重金属形态研究发展出了次生相与原生相分布比值法(Ratios of secondary phase and primary phase, RSP)(孙境蔚等,2017;汪进等,2021)。该方法中的原生相是指土壤重金属的残渣态,除残渣态外的其他形态则统称为次生相。当重金属的次生相与原生相比值越小,则表明重金属在环境中存在和传递的可

能性越小,对环境造成的潜在生态风险和对人体的危害也相对越小,反之则越大(孙瑞瑞等,2015)。本研究运用RSP法对广州市城市公园表层土壤重金属生态风险进行分析,其计算公式为:

$$R_{SP} = M_{sec} / M_{prim} \quad (2)$$

式中:

$M_{sec}$ ——土壤除残渣态以外形态代表的次生相;

$M_{prim}$ ——土壤残渣态代表的原生相。根据 $R_{SP}$ 数值大小可以将土壤重金属的生态风险程度分为4个等级: $R_{SP} < 1$ 为无风险、 $1 < R_{SP} < 2$ 为轻度风险、 $2 < R_{SP} < 3$ 为中度风险以及 $R_{SP} > 3$ 为重度风险(可华明等,2020)。

#### 1.4.2 风险评估编码法(RAC)

土壤中不同形态重金属的生物有效性不同,而对土壤产生的危害程度也不同,生物有效性更大的重金属对土壤的生态环境危害程度也更大(麻冰涓等,2015)。Jain(2004)基于可交换态与碳酸盐结合态占重金属总量的贡献率建立了风险评估编码法(Risk assessment code, RAC)。RAC法充分考虑了土壤重金属的生物可利用性,能更好地判定重金属可能释放到环境中而造成的风险程度。本研究运用RAC法对广州市城市公园表层土壤重金属生态风险进行分析,其计算公式为:

$$R_{AC} = \frac{F_1 + F_2}{F_1 + F_2 + F_3 + F_4 + F_5} \quad (3)$$

式中:

$R_{AC}$ ——土壤重金属中活性形态占各形态之和的比值;

$F_1$ ——可交换态;

$F_2$ ——碳酸盐结合态;

$F_3$ ——铁锰氧化态;

$F_4$ ——有机态;

$F_5$ ——残渣态。其风险程度可依次分为5个等级: $R_{AC} < 1\%$ 为无风险、 $1\% < R_{AC} < 10\%$ 为轻微风险、 $10\% < R_{AC} < 30\%$ 为中等风险、 $30\% < R_{AC} < 50\%$ 为高风险、以及 $R_{AC} > 50\%$ 为极高风险(杨新明等,2019)。

## 2 结果与分析

### 2.1 广州市城市公园土壤重金属含量分布特征

土壤重金属的来源往往具有一定的地域特性,周围环境的不同可能导致土壤重金属含量的显著变化。总体上,土壤中重金属来源由自然因素和人为因素共同构成,但土壤重金属污染的主要来源还是人为活动输入导致,例如汽车尾气的排放、工业企业产生的“工业三废”、以及燃料燃烧产生的富

含重金属的粉尘颗粒物等 (陈丹青等, 2016)。广州市城市公园表层土壤重金属含量结果如表 2 所示, 其中 Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni 的平均含量依次为 64.71、0.54、58.55、37.59、131.04 和 23.16 mg·kg<sup>-1</sup>。通过与广东省区域土壤背景值 (Gu et al., 2018) 的比对分析可知, 所有重金属的平均含量均超过了背景值, 其中除 Cr 和 Ni 的含量与背景值的含量相接近外, Pb 和 Cu 的含量高出背景值近 2 倍, Zn 的含量高出背景值近 3 倍, 而 Cd 的含量高出背景值近 10 倍。变异系数 (CV) 可以用来显示不同重金属的相对离散程度, 变异系数在 16% 以下属于低度变异, 16%—36% 属于中度变异, 36% 以上为重度变异。变异系数的分析结果显示广州市城市公园土壤 6 种重金属含量中除 Pb 属于中度变异, Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni 则均属于高度变异, 这说明 Cd、Cr、Cu、Zn 和 Ni 这几种重金属在广州市城市公园土壤中的分布离散, 造成这种高度离散分布的原因可能是由于重金属的人为活动输入, 特别是点源污染输入导致。

表 2 广州市城市公园土壤重金属含量  
Table 2 Heavy metal contents in soils of urban parks in Guangzhou city

| 重金属<br>Heavy metal | 含量<br>Content/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 标准差<br>Standard deviation/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 平均值<br>Average value/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 变异系数<br>Coefficient of variation/<br>% | 背景值 <sup>a</sup><br>Background value/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|--------------------|--|--|---|--|---|
| Pb                 | 43.29–107.19                             | 19.24  | 64.71   | 29.73                                  | 36.0  |
| Cd                 | 0.04–1.18                                | 0.37   | 0.54  | 69.82                                  | 0.056   |
| Cr                 | 22.48–106.40                             | 25.22  | 58.55   | 43.0                                   | 50.5  |
| Cu                 | 14.13–109.42                             | 22.28  | 37.59   | 59.26                                  | 17.0  |
| Zn                 | 48.67–217.58                             | 48.27  | 131.04  | 36.83                                  | 47.3  |
| Ni                 | 11.67–41.59                              | 8.86   | 23.16   | 38.25                                  | 18.2  |

a 背景值引自 (Gu et al., 2018)

a Background value is quoted from (Gu et al., 2018)

为了进一步分析各个重金属间的相互关系, 对广州市城市公园土壤重金属含量进行 Pearson 相关性分析。其结果如表 3 所示, Cd 与 Pb 的相关系数为 0.533, Cd 与 Zn 的相关系数为 0.505, Cr 与 Cu 的相关系数为 0.521, Cr 与 Ni 的相关系数为 0.621, Cu 与 Zn 的相关系数为 0.500, Pb 与 Zn 的相关系数为 0.662。这几种重金属间的相关系数均大于 0.5, 一定程度反映了这几种重金属的来源存在较大的相似性, 或来源于多种源的复合污染 (陈俊坚等, 2011)。

运用单因子指数法对广州市城市公园表层土壤重金属累积程度分析发现, 广州市城市公园土壤中各重金属的  $P_i$  平均值依次为 Cd (9.59) > Zn (2.77) > Cu (2.21) > Pb (1.80) > Ni (1.27) > Cr (1.16) (表 4)。广州市城市公园土壤中 Cd 处于重污染, Zn 和

表 3 重金属相关系数  
Table 3 Correlation coefficient of heavy metals

| 重金属<br>Heavy metal | Pb      | Cd     | Cr     | Cu     | Zn     | Ni |
|--------------------|---------|--------|--------|--------|--------|----|
| Pb                 | 1       |        |        |        |        |    |
| Cd                 | 0.533*  | 1      |        |        |        |    |
| Cr                 | 0.098   | 0.300  | 1      |        |        |    |
| Cu                 | 0.147   | 0.147  | 0.521* | 1      |        |    |
| Zn                 | 0.662** | 0.505* | 0.389  | 0.500* | 1      |    |
| Ni                 | -0.192  | 0.013  | 0.621* | 0.247  | -0.276 | 1  |

\*表示在  $\alpha=0.05$  (双尾), 相关性显著; \*\*表示在  $\alpha=0.01$  (双尾), 相关性极显著

\*means  $\alpha=0.05$  (two-tailed), significant correlation; \*\*means  $\alpha=0.01$  (two-tailed), extremely significant correlation

表 4 单因子评价指数评价结果

Table 4 Evaluation results of the single factor evaluation index

| 采样点<br>Sampling sites | 单因子评价指数<br>Single factor evaluation index |       |      |      |      |      |
|-----------------------|---|-------|------|------|------|------|
|                       | Pb  | Cd    | Cr   | Cu   | Zn   | Ni   |
| G1                    | 1.55                                      | 11.74 | 0.87 | 1.59 | 2.87 | 0.71 |
| G2                    | 2.98                                      | 18.47 | 1.20 | 1.93 | 4.60 | 1.06 |
| G3                    | 1.76                                      | 7.98  | 1.28 | 2.29 | 3.29 | 1.11 |
| G4                    | 1.89                                      | 7.16  | 1.33 | 2.08 | 2.78 | 1.15 |
| G5                    | 2.69                                      | 14.41 | 1.40 | 1.84 | 3.82 | 1.17 |
| G6                    | 1.45                                      | 5.55  | 0.98 | 1.88 | 3.88 | 0.64 |
| G7                    | 1.70                                      | 6.30  | 1.29 | 1.75 | 2.58 | 1.00 |
| G8                    | 1.89                                      | 7.58  | 1.32 | 6.44 | 4.03 | 1.20 |
| G9                    | 1.47                                      | 20.42 | 0.67 | 1.21 | 1.94 | 0.87 |
| G10                   | 1.44                                      | 16.35 | 2.06 | 3.23 | 2.78 | 2.29 |
| G11                   | 2.60                                      | 21.14 | 1.52 | 3.20 | 3.40 | 1.73 |
| G12                   | 1.20                                      | 7.56  | 1.07 | 1.74 | 2.13 | 1.42 |
| G13                   | 1.27                                      | 0.74  | 0.45 | 0.83 | 1.03 | 1.64 |
| G14                   | 1.97                                      | 3.81  | 0.49 | 1.59 | 1.99 | 0.75 |
| G15                   | 1.66                                      | 1.10  | 0.51 | 1.11 | 1.30 | 1.42 |
| G16                   | 1.23                                      | 3.13  | 2.11 | 2.68 | 1.92 | 2.18 |

Cu 属于中污染, 而 Pb、Ni 和 Cr 属于轻污染。因此, 可以发现广州市城市公园土壤中重金属均处于较高的累积状态, 这也与 Cd、Zn 和 Pb 间存在明显的正相关关系分析结果较为一致。Cd、Zn 和 Pb 的高累积特征可能与广州市城市工业和汽车尾气排放的输入密切相关 (吴新民等, 2003; 刘玉燕等, 2006)。

## 2.2 广州市城市公园土壤重金属形态分布特征

广州市城市公园土壤中重金属的 5 种形态占比分布特征如图 2 所示。对于 Cr: 残渣态 (82.67%) > 有机态 (8.77%) > 铁锰氧化态 (8.27%) > 碳酸盐结合态 (0.23%) > 可交换态 (0.06%); 对于 Ni: 残渣态 (71.43%) > 铁锰氧化态 (20.87%) > 有机态 (5.09%) > 可交换态 (1.65%) > 碳酸盐结合态 (0.96%); 对于 Cu: 残渣态 (63.48%) > 铁锰氧化态 (27.06%) > 有机态

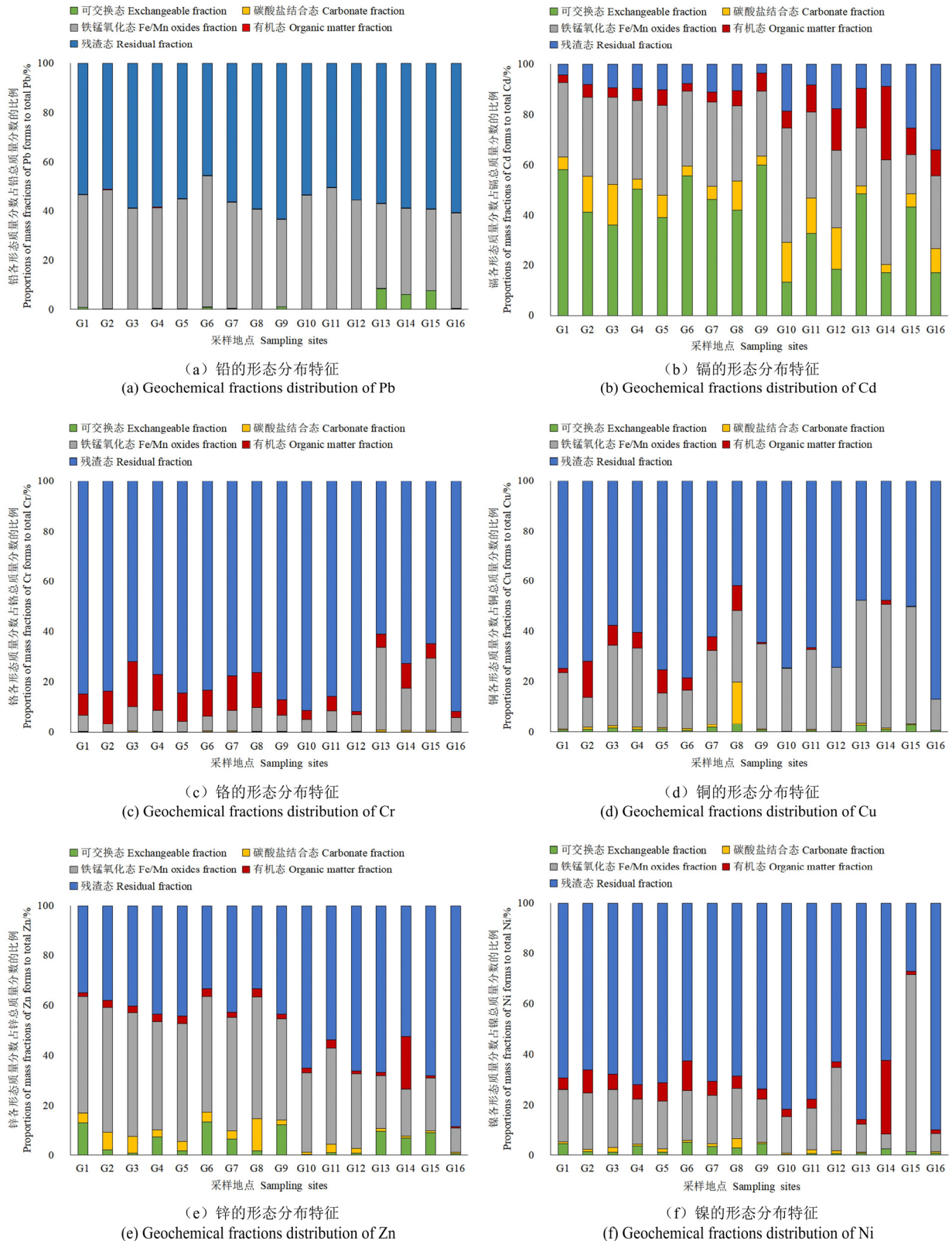


图2 重金属形态分布特征

Figure 2 Geochemical fractions distribution of heavy metals

(4.73%)> 碳酸盐结合态 (3.42%)> 可交换态 (1.31%); 对于 Pb: 残渣态 (55.54%)>铁锰氧化态 (42.8%)>可交换态 (1.37%)>有机态 (0.18%)>碳酸

盐结合态 (0.11%); 对于 Zn: 残渣态 (47.34%)>铁锰氧化态 (40.3%)>可交换态 (4.79%)>碳酸盐结合态 (4.28%)>有机态 (3.29%); 而 Cd 的形态分布差

异性较大，其占比为可交换态 (39.34%)>铁锰氧化态 (32.99%)>碳酸盐结合态 (10.14%)>残渣态 (9.97%)>有机态 (7.56%)。可以看到，Cr 以残渣态占绝对主导，平均占比超过 80%，其次是有机态。相较于其他重金属，Cr 的化学性质相对稳定。有研究表明土壤中有有机质对 Cr 具有很强的吸附能力，使得 Cr 的有机态含量会高于其他形态（张淑香等，1999）。Ni、Cu、Pb 和 Zn 均以残渣态和铁锰氧化态占主导，铁锰氧化态占比较高主要是因为土壤中 Fe-Mn 的氢氧化物对 Ni、Cu、Pb 和 Zn 离子具有很强的专项吸附能力（Li et al., 2001）。其中 Pb 和 Zn 的可交换态含量均要高于碳酸盐结合态和有机态，反映了 Pb 和 Zn 相较于其他重金属可能具有更强的迁移性。少部分样点（G13、G14 和 G15）中含有较高的可交换态 Pb，主要是这些点位受到较为明显的点源污染输入导致。不同于其他重金属，广州市城市公园土壤中 Cd 的主要形态为可交换态和碳酸盐结合态，其平均含量占比分别达到 39.34%和 32.99%。很显然，Cd 的活性形态占比远远高于其他重金属，这表明广州市城市公园土壤中 Cd 更易重新释放到环境中，可能会造成相对更高的潜在环境风险。

在人口密集和工业活动强烈的城市区域，重金属 Cd 污染一直是一个备受关注的问题。武晓娟等（2020）对长株潭工业区内稻田剖面土壤重金属的累积特征分析发现，Cd、Pb、Cu 和 Zn 的平均

含量均显著高于当地土壤背景值，且 Cd 的平均含量超过中国土壤污染风险筛选值。姚文文等（2021）对重庆市主城区土壤中重金属总量及其形态分布特征发现，除 Cd 外，Hg、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 均以残渣态为主，其中 Cd 的可交换态和铁锰氧化物结合态分别达到了 27%和 22%，Cd 已成为重庆市主城区土壤中风险最大的重金属。汪进等（2021）对成都市工业区绿地土壤重金属形态分布特征分析发现，成都市工业区绿地土壤中主要重金属污染因子为 Cd，其中 Cd 的可交换态占比达到 4.10%—47.86%，其生态风险远高于其他重金属。由此可见，大型城市土壤中 Cd 污染问题已经十分突出，其原因可能是城市周边的机械、电子及合金制造厂生产过程中产生的重金属通过降水、扬尘以及地表径流等不同途径进入土壤中产生累积，使得重金属元素 Cd 的形态分布也发生了相应的变化。

### 2.3 广州市城市公园土壤重金属生态风险

#### 2.3.1 次生相与原生相分布比值法（RSP）评价结果

RSP 评价结果显示，广州市城市公园土壤重金属 Cd 的 RSP 值波动范围显著高于其他重金属，其范围为 1.94—28.52，而 Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 的范围依次为：0.58—1.21、0.09—0.64、0.15—1.38、0.13—1.98 和 0.11—2.64（表 5）。对于 Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 而言，除个别采样点外，其余点位的 RSP 值均不超过 1，说明这几种重金属的生态风险

表 5 RSP 和 RAC 评价结果  
Table 5 Evaluation results of RSP and RAC

| 采样点<br>Sampling sites         | 次生相与原生相分布比值法 RSP |        |        |        |        |         | 风险评价编码法 RAC |        |        |         |        |        |
|-------------------------------|------------------|--------|--------|--------|--------|---------|-------------|--------|--------|---------|--------|--------|
|                               | Pb               | Cd     | Cr     | Cu     | Zn     | Ni      | Pb          | Cd     | Cr     | Cu      | Zn     | Ni     |
| G1                            | 0.88             | 22.61  | 0.18   | 0.34   | 1.85   | 0.44    | 0.75%       | 63.06% | 0.21%  | 1.03%   | 16.75% | 5.20%  |
| G2                            | 0.96             | 11.69  | 0.20   | 0.39   | 1.63   | 0.51    | 0.19%       | 55.58% | 0.17%  | 1.92%   | 9.08%  | 2.20%  |
| G3                            | 0.70             | 9.87   | 0.39   | 0.74   | 1.47   | 0.47    | 0.09%       | 52.33% | 0.45%  | 2.51%   | 7.24%  | 2.94%  |
| G4                            | 0.71             | 9.63   | 0.30   | 0.65   | 1.30   | 0.39    | 0.37%       | 54.50% | 0.35%  | 1.82%   | 9.90%  | 4.34%  |
| G5                            | 0.82             | 8.91   | 0.18   | 0.33   | 1.24   | 0.40    | 0.19%       | 47.76% | 0.18%  | 1.68%   | 5.34%  | 2.39%  |
| G6                            | 1.21             | 12.04  | 0.20   | 0.27   | 1.97   | 0.60    | 1.04%       | 59.46% | 0.38%  | 1.36%   | 17.35% | 5.78%  |
| G7                            | 0.78             | 8.05   | 0.29   | 0.61   | 1.34   | 0.41    | 0.48%       | 51.53% | 0.49%  | 2.89%   | 9.62%  | 4.53%  |
| G8                            | 0.69             | 8.52   | 0.31   | 1.38   | 1.98   | 0.45    | 0.09%       | 53.67% | 0.38%  | 19.70%  | 14.51% | 6.62%  |
| G9                            | 0.58             | 28.52  | 0.15   | 0.55   | 1.30   | 0.35    | 0.94%       | 63.37% | 0.29%  | 1.03%   | 13.86% | 4.95%  |
| G10                           | 0.87             | 4.37   | 0.10   | 0.34   | 0.53   | 0.22    | 0.01%       | 28.80% | 0.03%  | 0.14%   | 1.00%  | 0.64%  |
| G11                           | 0.99             | 11.14  | 0.17   | 0.50   | 0.85   | 0.29    | 0.05%       | 46.76% | 0.25%  | 0.82%   | 4.30%  | 2.04%  |
| G12                           | 0.80             | 4.66   | 0.09   | 0.35   | 0.51   | 0.59    | 0.03%       | 34.89% | 0.35%  | 0.17%   | 2.60%  | 1.62%  |
| G13                           | 0.76             | 9.56   | 0.64   | 1.10   | 0.49   | 0.16    | 8.49%       | 51.77% | 0.84%  | 3.61%   | 10.45% | 1.12%  |
| G14                           | 0.70             | 10.42  | 0.38   | 1.09   | 0.90   | 0.60    | 5.97%       | 20.25% | 0.69%  | 1.51%   | 7.51%  | 2.48%  |
| G15                           | 0.69             | 2.96   | 0.54   | 1.00   | 0.46   | 2.64    | 7.51%       | 48.40% | 0.70%  | 3.32%   | 9.60%  | 1.31%  |
| G16                           | 0.65             | 1.94   | 0.09   | 0.15   | 0.13   | 0.11    | 0.35%       | 26.35% | 0.10%  | 0.49%   | 1.03%  | 1.19%  |
| 标准差 Standard deviation        | 0.80             | 10.31  | 0.26   | 0.61   | 1.12   | 0.54    | 1.66%       | 47.40% | 0.36%  | 2.75%   | 8.76%  | 3.09%  |
| 平均值 Average value             | 0.16             | 6.79   | 0.16   | 0.36   | 0.59   | 0.58    | 2.87%       | 13.03% | 0.23%  | 4.64%   | 5.14%  | 1.88%  |
| 变异系数 Coefficient of variation | 19.45%           | 65.87% | 60.91% | 58.34% | 52.29% | 107.21% | 172.89%     | 27.48% | 62.03% | 168.69% | 58.64% | 60.78% |

相对较小。根据 RSP 数据统计结果中的平均值可以看出,广州市城市公园土壤重金属的生态风险强弱依次为: Cd(6.79)>Zn(0.59)>Ni(0.58)>Cu(0.36)>Pb(0.16)=Cr(0.16),除 Cd 为重度风险外, Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 均为无风险。

### 2.3.2 风险评价编码法(RAC)评价结果

RAC 评价结果显示,广州市城市公园表层土壤中各类重金属的 RAC 范围分别为: Pb 为 0.01%—8.49%、Cd 为 20.25%—63.37%、Cr 为 0.03%—0.84%、Cu 为 0.49%—19.70%、Zn 为 1.00%—17.35%、Ni 为 0.64%—6.62% (表 5)。根据 RAC 数据统计结果中的平均值可以看出,广州市城市公园土壤重金属的生态风险强弱依次为: Cd(13.03%)>Zn(5.14%)>Cu(4.64%)>Pb(2.87%)>Ni(1.88%)>Cr(0.23%)。由 RAC 评价标准可以得出 Cr 无风险, Pb、Cu、Zn 和 Ni 属于轻微风险, Cd 属于中等风险。空间分布上,通过对采样点分布的区域对比可知,由 G1、G2 和 G6 组成的天河区内重金属的 RSP 值和 RAC 值均略大于其他区域,其次则是由 G9、G10、G11 和 G12 组成的番禺区和由 G3、G4 和 G13 组成的白云区,而在其他区域的重金属综合 RSP 值和 RAC 值则较为接近,且相对较小。重金属来源的差异会导致其生态风险存在差异。RAC 值高的区域也正是广州市核心城区中经济更为发达的区域,这些区域的工业企业更为聚集,交通网线更为稠密,频繁的人类活动导致重金属的不断输入和累积,可能是其重金属生态风险较高的主要因素。

## 3 讨论

对比广州市城市公园表层土壤重金属的 RSP 和 RAC 评价结果可知, RSP 评价法中最为凸显的重金属只有 Cd,而在 RAC 评价法中除了突出了 Cd 的风险, Pb、Cu、Zn、Ni 的风险程度也得到了较好地呈现,特别是 Zn 风险得到了较好地甄别。相较于 RSP 法考虑除残渣态以外的所有非残渣态重金属含量, RAC 法将关注点聚焦于迁移性更强的可交换态和碳酸盐结合态重金属,使得其对重金属生态风险的评价更为精细。根据(陈晓燕等, 2017)研究表明, RAC 法侧重于单个重金属元素的有效态引起的环境风险,能够更好地反映出每个重金属元素间的差异。因此,进一步对广州市城市公园表层土壤中的 Cd 和 Zn 这两种重金属元素的 RAC 评价结果采用反距离插值法来获得其空间分布特征(图 3)。

RAC 评价结果的空间分布特征显示, Cd 的生态风险总体上均要高于 Zn,但 Cd 和 Zn 的主要生态风险区均位于广州市的中部地区,特别是天河区、黄埔区和白云区,番禺区的生态风险相对最小。重金属的生态风险与其来源密切相关,不同的重金属输入来源是导致其生态风险产生显著差异的主要原因。广州市城市公园土壤 Cd 和 Zn 的高生态风险区产生的主要原因包括:(1)与城市工业展布格局有关,广州市城市公园土壤 Cd 和 Zn 的高生态风险区也是广州市经济最为发达的地区,这些区域的工业园区与城市建设在近年来发展迅速,工业企业产生大量的“工业三废”中含有 Cd、Zn 等重金属,不当的处理会导致这些重金属向城市公园土壤持

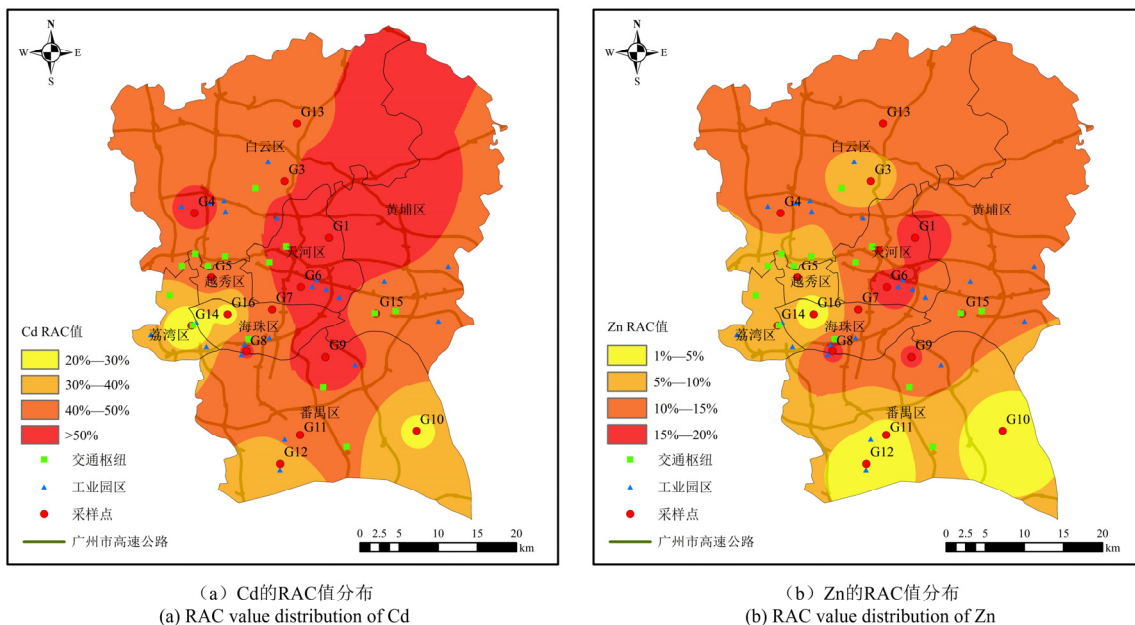


图3 Cd和Zn的RAC值分布

Figure 3 RAC value distribution of Cd and Zn

续地输入和累积；(2)与城市交通排放有关，广州市经济越发达的区域往往拥有更为繁杂交通系统和更大的机动车保有量，汽车轮胎中含有镉盐，在汽车行驶过程中可能会将这些重金属物质释放到土壤中去，从而使得土壤中 Cd 含量增多(邵莉等，2012)，且由于交通运输导致含有 Cd 的颗粒物会伴随汽车尾气排放和大气沉降等作用进入土壤；(3)与人口密度有关，广州市天河区、黄埔区和白云区是近年来广州市人口流入量相对更多的区域，大量外来务工人员主要聚焦在这些区域，密集人口产生的大量生活垃圾等废弃物若未经及时无害化处理，也会导致额外的 Cd 和 Zn 排放到土壤中(周春山等，2017)。粤港澳大湾区利用国家“一带一路”战略大契机，发挥自身的优势，共同培育了粤港澳大湾区国际都会圈和世界旅游目的地(黄晓慧等，2016)。这些举措的实施给粤港澳大湾区带来经济高速发展的同时，也可能产生更多的重金属污染物，若处理不当则会对粤港澳大湾区城市群土壤环境造成严重危害。因此，本研究可为粤港澳大湾区城市群绿色发展和城市土壤环境质量保护提供科学依据。

#### 4 结论

(1)广州市核心城区城市公园表层土壤中 Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 和 Cd 的平均含量依次为 64.71、58.55、37.59、131.04、23.16 和 0.54 mg·kg<sup>-1</sup>，Cd 的变异系数显著高于其他重金属。单因子指数评价法显示广州市城市公园土壤中 Cd 为重污染，Zn 和 Cu 为中污染，而 Pb、Ni 和 Cr 属于轻污染。

(2)通过重金属形态分析表明不同重金属的形态分布特征存在较大差异，Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 以残渣态和铁锰氧化态占主导，而 Cd 以可交换态和铁锰氧化态占主导。重金属形态分布的差异也侧面反映了重金属迁移特性和环境风险的差异。相对于其他重金属，Cd 的活性态含量占比大，具有更高的潜在环境风险性。

(3)次生相与原生相比值法和风险指数编码法评价结果显示，广州市核心城区城市公园土壤重金属的生态风险强弱依次为 Cd>Zn>Cu>Pb>Ni>Cr，土壤 Cd 的生态风险显著高于其他几种重金属，且在广州市核心城区的中部区域风险更为显著。对广州市核心城区城市公园表层土壤重金属的累积特征、形态分布及其生态风险的系统分析表明，Cd 污染可能主要来源于城市快速发展下的工业排放和交通运输输入等原因，这在今后的城市绿色发展和土壤环境质量保护过程中应当引起重视。

#### 参考文献：

- GU Y G, GAO Y P, 2018. Bioaccessibilities and health implications of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in the megacity Guangzhou inferred from an in vitro physiologically-based extraction test [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148: 747-753.
- JAIN C K, 2004. Metal fractionation study on bed sediments of river Yamuna, India [J]. *Water Research*, 38(3): 569-578.
- LI X D, THORNTON I, 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities [J]. *Applied Geochemistry*, 16(15): 1693-1706.
- TESSIER A, CAMPBELL P G, BISSON M, 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 51(7): 844-851.
- XIE S W, YANG F, FENG H X, et al., 2019. Assessment of potential heavy metal contamination in the peri-urban agricultural soils of 31 provincial capital cities in China [J]. *Environmental Management*, 64(3): 366-380.
- 柴世伟, 温琰茂, 张亚雷, 等, 2006. 广州市郊区农业土壤重金属污染评价分析[J]. *环境科学研究*, 19(4): 138-142.
- CHAI S W, WEN Y M, ZHANG Y L, et al., 2006. Evaluation on the pollution of agricultural soil heavy metal in Guangzhou city [J]. *Research of Environmental Sciences*, 19(4): 138-142.
- 陈丹青, 谢志宜, 张雅静, 等, 2016. 基于 PCA/APCS 和地统计学的广州市土壤重金属来源解析[J]. *生态环境学报*, 25(6): 1014-1022.
- CHEN D Q, XIE Z Y, ZHANG Y J, et al., 2016. Source apportionment of soil heavy metals in Guangzhou based on the PCA/APCS model and geostatistics [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 25(6): 1014-1022.
- 陈海珍, 龚春生, 李文立, 等, 2010. 广州市不同功能区土壤重金属污染特征及评价[J]. *环境与健康杂志*, 27(8): 700-703.
- CHEN H Z, GONG C S, LI W L, et al., 2010. Characteristic and Evaluation of Soil Pollution by Heavy Metal in Different Functional Zones of Guangzhou [J]. *Journal of Environment and Health*, 27(8): 700-703.
- 陈俊坚, 张会化, 刘鉴明, 等, 2011. 广东省区域地质背景下土壤表层重金属元素空间分布特征及其影响因子分析[J]. *生态环境学报*, 20(4): 646-651.
- CHEN J J, ZHANG H H, LIU J M, et al., 2011. Spatial distributions and controlled factors of heavy metals in surface soils in Guangdong based on the regional geology [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 20(4): 646-651.
- 陈晓燕, 范成五, 瞿飞, 等, 2017. 土壤重金属污染评价方法概述[J]. *浙江农业科学*, 58(10): 1801-1804, 1810.
- CHEN X Y, FAN C W, QU F, et al., 2017. Overview of the evaluation methods of heavy metal pollution in soil [J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Science*, 58(10): 1801-1804, 1810.
- 陈思莹, 邹滨, 汤景文, 2015. 空间插值方法对土壤重金属污染格局识别的影响[J]. *测绘科学*, 40(1): 63-67.
- CHEN S X, ZOU B, TANG J W, 2015. Effect of spatial interpolation method on the identification of soil heavy metal pollution pattern [J]. *Science of Surveying and Mapping*, 40(1): 63-67.
- 邓晓霞, 米艳华, 黎其万, 等, 2016. 利用改进的 BCR 法和 Tessier 法提取稻田土壤中 Pb、Cd 的对比研究[J]. *江西农业学报*, 28(9): 64-68.
- DENG X X, MI Y H, LI Q W, et al., 2016. Comparative study on



- extraction of Pb and Cd from paddy soils by modified BCR method and tessier method [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 28(9): 64-68.
- 韩志轩, 王学求, 迟清华, 等, 2018. 珠江三角洲冲积平原土壤重金属元素含量和来源解析[J]. *中国环境科学*, 38(9): 3455-3463.
- HAN Z X, WANG X Q, CHI Q H, et al., 2018. Occurrence and source identification of heavy metals in the alluvial soils of Pearl River Delta region, south China [J]. *Chinese Environmental Science*, 38(9): 3455-3463.
- 黄晓慧, 邹开敏, 2016. “一带一路”战略背景下的粤港澳大湾区文商旅融合发展[J]. *华南师范大学学报(社会科学版)*, 48(4): 106-110, 192.
- HUANG X H, ZOU K M, 2016. A Study of the integration development of culture, commerce and Tourism under the background of “the Belt and Road” strategy in Guangdong-Hong Kong-Macao Big Bay Area [J]. *Journal of South China Normal University (Social Science edition)*, 48(4): 106-110, 192.
- 可华明, 杨清伟, 刘守江, 等, 2020. 嘉陵江亭子口水库沉积物重金属分布特征及风险评价[J]. *安全与环境学报*, 20(6): 2389-2397.
- KE H M, YANG Q W, LIU S J, et al., 2020. Distribution of the heavy metal contaminants and the corresponding ecohazard risk assessment in the sediment of Tingzikou Reservoir of Jialing River [J]. *Journal of Safety and Environment*, 20(6): 2389-2397.
- 刘光孟, 汪云甲, 张海荣, 等, 2011. 空间分析中几种插值方法的比较研究[J]. *地理信息世界*, 9(3): 41-45.
- LIU G M, WANG Y J, ZHANG H R, et al., 2011. Comparative study of several interpolation methods on spatial analysis [J]. *Geomatics World*, 9(3): 41-45.
- 刘申, 刘凤枝, 李晓华, 等, 2010. 天津公园土壤重金属污染评价及其空间分析[J]. *生态环境学报*, 19(5): 1097-1102.
- LIU S, LIU F Z, LI X H, et al., 2010. Pollution assessment and spatial analysis on soil heavy metals of park in Tianjin [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 19(5): 1097-1102.
- 刘玉燕, 刘浩峰, 2006. 城市土壤 Pb 污染特征及影响因素分析[J]. *干旱环境监测*, 20(1): 8-11.
- LIU Y Y, LIU H F, 2006. Analysis of characteristics of lead pollution in urban soil and influence factors [J]. *Arid Environmental Monitoring*, 20(1): 8-11.
- 麻冰涓, 王海邻, 李小超, 等, 2015. 河南省武陟县大田土壤重金属形态分布及潜在生态风险评价[J]. *安全与环境学报*, 15(4): 363-367.
- MA B J, WANG H L, LI X C, et al., 2015. Fractional distribution and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soil, Wuzhi, Henan [J]. *Journal of Safety and Environment*, 15(4): 363-367.
- 马宏宏, 余涛, 杨忠芳, 等, 2018. 典型区土壤重金属空间插值方法与污染评价[J]. *环境科学*, 39(10): 4684-4693.
- MA H H, YU T, YANG Z F, et al., 2018. Spatial interpolation methods and pollution assessment of heavy metals of soil in typical areas [J]. *Environmental Science*, 39(10): 4684-4693.
- 邵莉, 肖化云, 吴代赦, 等, 2012. 交通源重金属污染研究进展[J]. *地球与环境*, 40(3): 445-459.
- SHAO L, XIAO H Y, WU D S, et al., 2012. Review on research on traffic-related heavy metals pollution [J]. *Earth and the Environment*, 40(3): 445-459.
- 孙境蔚, 于瑞莲, 胡恭任, 等, 2017. 应用铅镉同位素示踪研究泉州某林地垂直剖面土壤中重金属污染及来源解析[J]. *环境科学*, 38(4): 1566-1575.
- SUN J W, YU R L, HU G R, et al., 2017. Assessment of heavy metal pollution and tracing sources by Pb & Sr isotope in the soil profile of woodland in Quanzhou [J]. *Environmental Science*, 38(4): 1566-1575.
- 孙瑞瑞, 陈华清, 李杜康, 2015. 基于土壤中铅化学形态的生态风险评价方法比较[J]. *安全与环境工程*, 22(5): 47-51.
- SUN R R, CHEN H Q, LI D K, 2015. Comparison of ecological risk assessment methods based on the chemical forms of lead in soil [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 22(5): 47-51.
- 汪进, 韩智勇, 冯燕, 等, 2021. 成都市工业区绿地土壤重金属形态分布特征及生态风险评价[J]. *生态环境学报*, 30(9): 1923-1932.
- WANG J, HAN Z Y, FENG Y, et al., 2021. Morphological distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metal in the green soil of industrial zone in Chengdu [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 30(9): 1923-1932.
- 武晓娟, 陈雅丽, 马杰, 等, 2020. 长株潭典型污染区稻田剖面土壤重金属的累积及形态特征[J]. *环境科学研究*, 35(8): 1913-1924.
- WU X J, CHEN Y L, MA J, et al., 2020. Accumulation and speciation characteristics of heavy metals in paddy soil profiles in typical polluted areas of Chang-Zhu-Tan Region [J]. *Research of Environmental Sciences*, 35(8): 1913-1924.
- 吴新民, 李恋卿, 潘根兴, 等, 2003. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征[J]. *环境科学*, 24(3): 105-111.
- WU X M, LI L Q, PAN G X, et al., 2003. Soil pollution of Cu, Zn, Pb and Cd in different city zones of Nanjing [J]. *Environmental Science*, 24(3): 105-111.
- 徐国良, 文雅, 蔡少燕, 等, 2019. 城市表层土壤对生态健康影响研究述评[J]. *地理研究*, 38(12): 2941-2956.
- XU G L, WEN Y, CAI S Y, et al., 2019. Review for the effects of urban topsoil on the ecological health [J]. *Geographical Research*, 38(12): 2941-2956.
- 杨新明, 庄涛, 韩磊, 等, 2019. 小清河污灌区农田土壤重金属形态分析及风险评价[J]. *环境化学*, 38(3): 644-652.
- YANG X M, ZHUANG T, HAN L, et al., 2019. Fraction distribution and ecological risk assessment of soil heavy metals in the farmland soil from the sewage irrigated area of Xiaoqing River [J]. *Environmental Chemistry*, 38(3): 644-652.
- 姚文文, 陈文德, 黄钟宣, 等, 2021. 重庆市主城区土壤重金属形态特征及风险评价[J]. *西南农业学报*, 34(1): 159-164.
- YAO W W, CHEN W D, HUANG Z X, et al., 2021. Speciation characteristics and risk assessment of heavy metals in soil in core zone of Chongqing [J]. *Southwest China Journal of Agriculture Sciences*, 34(1): 159-164.
- 张淑香, 依艳丽, 刘孝义, 1999. 草河口地区土壤中重金属等元素含量的相互关系及其影响因素[J]. *土壤学报*, 36(2): 253-260.
- ZHANG S X, YI Y L, LIU X Y, 1999. Study on correlation between some metal element contents in soils of Caohekou Area, Liaoning province and their affecting factors [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 36(2): 253-260.
- 中华人民共和国农业部, 2006. 土壤监测第 1 部分: 土壤样品的采集、处理及贮存: NY/T 1121.1—2006 [S]. 北京: 中国农业出版社: 1-3.
- Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, 2006. Soil monitoring Part 1: Collection, processing and storage of soil samples:

NY/T 1121.1—2006 [S]. Beijing: Agriculture Press in China: 1-3.  
周春山, 罗利佳, 史晨怡, 等, 2017. 粤港澳大湾区经济发展时空演变特征及其影响因素[J]. 热带地理, 37(6): 802-813.  
ZHOU C S, LUO L J, SHI C Y, et al., 2017. Spatio-temporal evolutionary characteristics of the economic development in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area and its influencing factors. [J]. Tropical Geography, 37(6): 802-813.

朱立安, 殷爱华, 林兰稳, 等, 2021. 佛山城市森林公园表层土壤重金属累积特征、影响因素及其评价[J]. 生态环境学报, 30(4): 849-856.  
ZHU L A, YIN A H, LIN L W, et al., 2021. Accumulation characteristics, influencing factors and evaluation of heavy metals in surface soil in urban forest park of Foshan [J]. Ecology and Environmental Sciences, 30(4): 849-856.

## Accumulation Characteristics, Geochemical Fractions Distribution and Ecological Risk of Heavy Metals in Soils of Urban Parks in Guangzhou, China

XIE Shaowen<sup>1,2,3</sup>, GUO Xiaosong<sup>1</sup>, YANG Fen<sup>5</sup>, HUANG Qiang<sup>1</sup>, CHEN Manjia<sup>3</sup>,  
WEI Xinghu<sup>1</sup>, LIU Chengshuai<sup>2,3,4\*</sup>

1. School of Environmental and Chemical Engineering, Foshan University, Foshan 528000, P. R. China;

2. Guangdong Laboratory for Lingnan Modern Agriculture, Guangzhou 510642, P. R. China;

3. National-Regional Joint Engineering Research Center for Soil Pollution Control and Remediation in South China/

Guangdong Key Laboratory of Integrated Agro-environmental Pollution Control and Management/

Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510650, P. R. China;

4. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, P. R. China;

5. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, P. R. China

**Abstract:** Soil environmental quality of urban parks has an important impact on urban green development and residents' health. In order to understand the contents, geochemical fractions distribution characteristics and ecological risk of heavy metals in soils of urban parks in Guangzhou, the surface soils of typical urban parks in the core urban area of Guangzhou was taken as the object, and the contents of six heavy metals including Pb, Cd, Cr, Cu, Zn and Ni were systematically analyzed. The distribution characteristics of heavy metals in exchangeable fraction (F1), carbonate fraction (F2), Fe/Mn oxides fraction (F3), organic matter fraction (F4) and residual fraction (F5) were analyzed by Tessier's extraction method. At the same time, the ecological risk of heavy metals in the soils of urban parks was assessed and discussed through the ratios of secondary phase and primary phase (RSP) and risk assessment code (RAC) method. The results showed that (1) the average contents of Pb, Cr, Cu, Zn, Ni and Cd in urban park soils of Guangzhou were  $64.71 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $58.55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $37.59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $131.04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $23.16 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and  $0.54 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectively. The single factor index method was used to analyze the accumulation characteristics of heavy metals. It was found that Pb, Cr, Cu, Zn and Ni in urban park soils were light pollution, only some areas were moderately polluted, while Cd contamination was heavy. (2) The geochemical fractions analysis of heavy metals showed that there were great differences in the geochemical fractions distribution of different heavy metals. Specifically, Pb, Cr, Cu, Zn and Ni were mainly in the residual fraction and Fe/Mn oxides fraction, while Cd was mainly in the exchangeable fraction and Fe/Mn oxides fraction. The differences in the geochemical fractions distribution of heavy metals also reflected the differences in the migration characteristics and potential environmental risks of heavy metals. (3) The calculation results of RSP and RAC showed that the ecological risk of Cd in urban park soils in Guangzhou was significantly higher than that of other heavy metals. The ecological risk of heavy metals showed the following order:  $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr}$ . In terms of spatial distribution, the ecological risk of Cd in the central part of the core urban area (Tianhe District, Baiyun District and Huangpu District) is relatively high. In summary, the main heavy metal pollutant in the soils of parks in the core urban area of Guangzhou is Cd, and its ecological risk is much higher than that of other heavy metals. Attention should be paid to the green development and soil environmental risk management of cities in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in the future.

**Keywords:** Guangzhou city; urban parks; soil environment; heavy metals; geochemical fractions; ecological risk assessment