

杨雪玲,刘慧琳,葛 畅,等. 北京平原区土壤镉空间分布特征及健康风险评估[J]. 江苏农业科学,2019,47(20):260-266.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.20.060

北京平原区土壤镉空间分布特征及健康风险评估

杨雪玲^{1,2}, 刘慧琳², 葛 畅², 聂超甲², 孔晨晨², 张世文²

(1. 浙江大学土水资源与环境研究所, 浙江杭州 310058; 2. 安徽理工大学地球与环境学院, 安徽淮南 232001)

摘要:以北京平原区农业用地作为研究对象,基于变异函数理论、经典统计分析、地统计分析、经验贝叶斯克里格插值法等方法对不同土壤深度(0~25、25~50 cm)镉的空间分布特征及健康风险进行系统分析与评价。结果表明,0~25、25~50 cm 变异函数块基比值均小于 75%,属中等空间变异,随机因素带来的空间变异性随土壤深度增加呈减少趋势,变异函数拟合较好;从整体看,土壤镉含量由中部至东南部呈现逐渐增加的趋势,平均含量以通州和平谷为最高;在空间分布上,不同土壤深度(0~25、25~50 cm)镉含量水平分布格局基本一致;根据单因子污染指数数据发现,整个研究区土壤镉含量存在轻度-中度污染,不同土壤深度污染指数点位超标率分别为 35.11%(0~25 cm)、12.76%(25~50 cm),0~25 cm 土壤轻度-中度污染的覆盖面积约为 3 152.49 km²;方差分析表明,不同种植模式(果园、耕地、菜地)对 0~25 cm 土壤镉有显著性影响($P<0.05$),耕地模式下镉含量累积较小;不同母质类型对 25~50 cm 土壤存在极显著性影响($P<0.01$),不同土壤深度以洪积物母质中的镉质量分数为最高;经口摄入是人群暴露重金属镉的主要途径,不同功能区重金属镉对人体的非致癌暴露风险值 HQ 和致癌暴露风险值 CR 均在安全阈值内,不会对人体产生明显的健康危害。

关键词:农田土壤;重金属镉;空间分布;变异函数;健康风险评价;北京平原区

中图分类号: X825;X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)20-0260-06

随着工农业的迅速发展,土壤污染已成为当今世界最严重的环境问题之一。在 2005 年至 2013 年全国首次土壤污染状况调查结果中,土壤污染总点位超标率达 16.1%,而土壤重金属污染就占到 82.8%,其中以镉污染尤为突出^[1]。我国近几年在土壤污染控制方面做出了显著的成绩,如三废的处理、污水灌溉控制以及农药改进及施用方面等^[2-10],但土壤污染具有的来源广、隐蔽性、积累性、地域差异性、治理费用昂贵等特点,使得土壤污染防治的进程远远赶不上工业、交通、生活、农业等所带来的一系列土壤污染,预期在未来几年,土壤污染问题会持续加重,尤其是农业用地安全直接关系到民生民计,对社会经济稳步发展、人们生活质量、生态系统平衡、甚至是社会稳定都有着不可忽视的影响^[11-14]。

重金属镉主要积累于土壤表层,而部分可溶态镉会随降水下渗迁移而发生次生污染。相关研究表明,镉元素不是动植物的必需元素,与其他重金属相比,镉因本身理化特性具有较强的生物迁移性和毒性,更易被植物吸收,并通过食物链进入人体,以更高的生物有效性对动植物产生毒害作用^[15-17]。很多学者对北京市水平空间上^[18-20]、不同土地类型^[21-23]、不同功能区^[24]土壤重金属污染状况研究较多。陈同斌等经过系统研究在 2004 年提出北京市重金属元素环境背景值,其中镉为 0.119 mg/kg^[25];索琳娜等认为,北京市菜

地重金属镉、铬、铜、锌存在累积污染风险,但总体土壤环境安全^[26];2018 年 Wang 等研究揭示了北京城市化进程改变了土壤的生态功能,土地利用模式的转变改变了由人为因素引起的重金属积累过程^[27]。田媛等认为,北京不同功能区镉、铅、铜 3 种重金属均存在不同程度的污染,且以镉污染最为严重^[24];Sun 等研究表明,北京不同土地利用模式重金属镉明显比其他重金属具有更高的生态风险^[28]。蒋红群等采用克里格插值法预测了北京市未来 30 年土壤重金属含量变化趋势,并得出未来北京东部地区镉的环境风险最为严重并呈带状分布^[29];综上所述,未来在应对土壤污染问题时更应关注重金属镉的防控与生态风险评价,目前对于北京土壤重金属的研究更多关注表层土重金属水平分布变化,而针对性地研究平原区农业用地土壤重金属垂直空间分布变化特征和风险评价方面少有报道。因此,及时监测不同深度土壤中镉含量的水平和垂直空间分布特征以及健康风险评估,为研究分析该区重金属镉的污染状况以及进行综合防控提供科学依据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

北京市地处华北平原的北部,经纬度范围为 39.4~41.6°N、115.7°~117.4°E,位于太行山山脉、燕山山脉和华北平原的交接部位,共拥有 16 410.54 km² 的土地面积,其中山地占 2/3,平原占 1/3。根据北京市数字高程模型,结合农业用地(耕地、果园、菜地)的实际空间分布情况,将高程小于 100 m 的中部和东南部平原地带作为研究区,统计面积约为 7 686 km²,研究区从南向北按功能区划分依次包括都市生活区的海淀和丰台,农业保障区的大兴区、房山区、顺义区和通

收稿日期:2018-06-21

基金项目:国家自然科学基金(编号:41471186)。

作者简介:杨雪玲(1996—),女,江苏丰县人,博士研究生,主要从事土壤污染修复方面的研究。E-mail:2729149731@qq.com。

通信作者:张世文,副教授,硕士生导师,主要从事矿山环境修复与土地复垦方面的研究。E-mail:mamin1190@126.com。

州区,水源保护区的昌平区、怀柔区、平谷区和密云县,3 种功能区共 10 个区(县、市),西北部山地区域未设置采样点。

1.2 样品采集与分析

针对北京菜地、果园和耕地等 3 种植模式选取 94 个采样点设置不同土壤深度(0~25、25~50 cm)进行采样,布点范围覆盖上述平原区各区(县),利用 GPS 工具对采样点进行定位,同时记录采样点基本信息,包括功能区属性、种植模式、土壤类型和土质等。每个样点选取中心点及相邻两角,并将同一深度土样混合作为代表该点的样品,取约 1 kg 土样装入密封袋中带回实验室,去除动植物残体、石子等异物后,在自然条件下风干、磨碎,过筛后留存样品以待检测。重金属镉测定方法选择 ICP-MS 电感耦合等离子体质谱法,分析过程所用试剂均为优级纯。采样时间选于 2015 年 6 月,采样点分布位置见图 1。

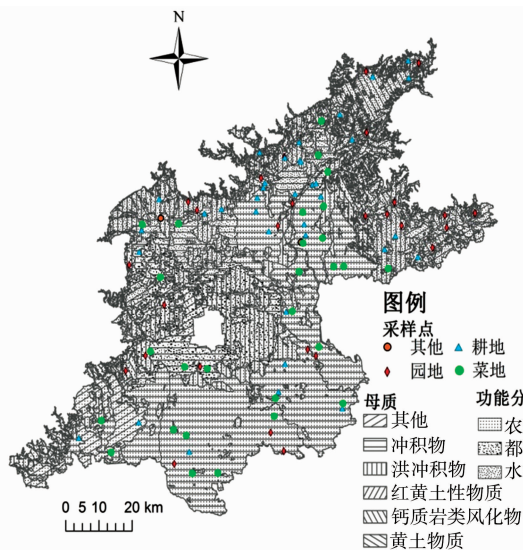


图1 北京市平原区采样点位置分布

1.3 研究方法

1.3.1 变异函数 变异函数是研究区域对象非均质性描述的一种手段,反映了区域变量的结构特性(结构函数)。区域化变量在某方向上距离 h 增量的方差,称为区域化变量在该方向上的变异函数。变异函数计算公式如下:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2. \quad (1)$$

式中: $N(h)$ 表示采样点对数; $Z(x_i)$ 表示在 x_i 位置土壤某一属性的检测值; $\gamma(h)$ 指样点距离为 h 时观测值 $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i + h)$ 的变异函数。在研究镉空间变化时采用了指数模型,其计算公式如下:

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C_1(1 - e^{-h/a}) & h > 0 \\ 0 & h = 0 \end{cases} \quad (2)$$

式中: C_0 为块金值,是因测量误差或小于采样间隔距离处而产生的空间变化; C_1 值为偏基台值,又称结构方差,反映空间结构性; $C = C_0 + C_1$ 为基台值,指变异函数模型在变程处所获得的 y 轴上的值;模型首次呈现水平状态的距离称为变程,变程 $A = 3a$ 。

1.3.2 潜在生态风险指数法 (1) 单因子污染指数,即对土

壤中单个因子的污染程度进行评价,其计算公式:

$$P_i = C_i/S_i. \quad (3)$$

式中: P_i 为某一污染因子的污染指数值; C_i 为该污染因子的实际测定值; S_i 为该污染因子环境背景值。依据国家土壤环境质量标准,本研究将 $P_i \leq 0.7$ 的土壤定义为清洁无污染; $0.7 < P_i \leq 1.0$ 为尚清洁水平(警戒限), $1.0 < P_i \leq 2.0$ 为轻度污染, $2.0 < P_i \leq 3.0$ 为中度污染, $P_i > 3.0$ 为重度污染。

(2) 单个重金属潜在生态风险系数:

$$E_i = T_i \times P_i. \quad (4)$$

式中: E_i 指某单一污染物的潜在风险程度; T_i 表示重金属毒性响应系数(镉的毒性响应系数为 30^[30]);潜在生态风险系数划分为 5 个等级: $E_i < 30$ 为轻微生态风险, $30 \leq E_i < 60$ 为中等生态风险, $60 \leq E_i < 120$ 为较高生态风险, $120 \leq E_i < 240$ 为高生态风险, $E_i \geq 240$ 为极高生态风险。

1.3.3 经验贝叶斯克里格法 目前使用较普遍的克里格插值分析方法具有一定的平滑效应,不能反映土壤属性的突变性,如普通克里格、简单克里格等。随着北京经济社会的快速发展,找到完全未受干扰的“洁净”土壤几乎是不可能的,土壤中单个重金属含量受到内外界因素的扰动,在空间分布上具有很大的变异程度,因此使用传统的线性克里格插值方法是不适合的。经验贝叶斯克里格法通过模拟多个半变异函数来说明半变异函数估计的不确定性,考虑了半变异函数的不确定性,可准确预测一般程度上不稳定的数据。

1.3.4 健康风险评估 健康风险评估模型:本研究评价儿童和成人通过经口摄取、呼吸吸入和皮肤接触 3 种途径对重金属镉的健康风险主要根据美国环保署提出的人体暴露健康风险评估模型,土壤重金属对人体健康存在非致癌风险和致癌风险,其计算公式及参数取值见参考文献[31~33]。

2 结果与分析

2.1 基于变异函数土壤镉空间相关性特征描述

运用 ArcGIS 地统计分析工具研究不同尺度下的变异函数,进行各项参数调整,考虑残差和最小和拟合相关系数最大原则,从而拟合出最优变异函数模型。

变异函数反映区域化变量的结构性特征,参数变程 A 代表区域化变量的影响范围,块金常数 C_0 值可表征区域化变量随机性的大小,块基比 $C_0/(C_0 + C_1)$ 可用来衡量某一变量的空间相关性,它表示由于随机因素产生的空间变化在空间总变异中所占的比例,当块基比 $> 75\%$ 时,属弱空间相关性,在 $25\% \sim 75\%$ 之间时为中等空间相关性, $< 25\%$ 时则代表该变量具有强烈空间相关性^[34]。由图 3 可知,0~25、25~50 cm 变异函数拟合残差和 RSS 分别为 -0.312、-0.103,拟合相关系数 R^2 分别为 0.497、0.716,随着土壤深度增加,变异函数拟合效果越好;0~25、25~50 cm 土壤镉的块基比值分别为 39.5%、55.0%,均处在 $25\% \sim 75\%$ 之间,属于中等空间变异,且前者空间相关性大于后者,0~25 cm 块基比小于 50%,说明其结构因素占主导。土壤镉变程 0~25 cm 较大,为 90 km,25~50 cm 变程较小,为 84.04 km,不同深度土壤镉空间最大相关距离差别不大。对于 0~25 cm 土壤镉变异函数平均值点分布较分散,而 25~50 cm 土壤平均值点较稳定,变异函数拟合程度较好。

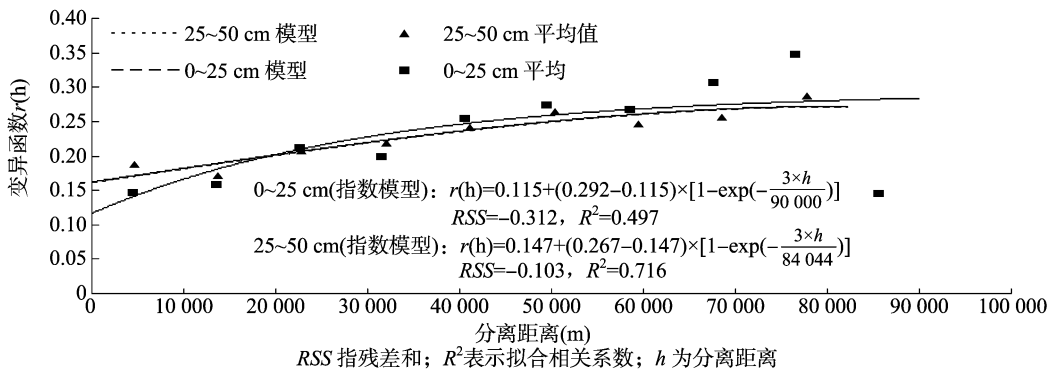


图2 不同深度土壤镉变异函数及参数

2.2 土壤镉描述统计分析

由表 1 可知,除昌平区外,所有采样区 0~25 cm 表层土壤镉含量均值明显高于对应 25~50 cm 土壤重金属镉含量,这主要由镉本身性质、生物毒性特征和迁移转化能力决定,昌平区 25~50 cm 土壤镉含量高的原因可能与该区地质环境背景(如成土母质、质地构型、土壤类型等)有关;对于 0~25 cm 土壤,通州区镉含量均值最高,为 0.22 mg/kg,是土壤环境背景值的 1.82 倍,平谷区次之,镉含量达 0.16 mg/kg,通州区变异系数最大为 1.40(>1.00),属于极高程度变异,顺义区变异系数次高为 0.58,介于 0.51~1.00 之间,属于高度变异,两者按功能区划分都属于农业保障区,其主要来源有化肥施用、废水灌溉、有机肥如畜禽粪便投放污染等^[20],由此说明两区土壤镉受外界人为因素干扰很大,采样点受到不同程度的污染;怀柔区镉变异系数小于 0.20,属较低程度变异,其他区(县)均在 0.21~0.50 之间,属中等程度变异^[35]。对于 25~50 cm 土壤中的重金属镉,各区(县)含量均处在 0.06~0.13 mg/kg,除平谷、通州镉含量≥0.119 mg/kg 之外,其他区县均在土壤环境背景值内。

0~25、25~50 cm 的土壤样点总超标率分别为 35.11%、12.76%,单因子污染指数 P_i 在不同区域的值存在差异。对于 0~25 cm 昌平区、密云县的镉污染指数 P_i 均值为 0.58、

0.67, P_i 均值<0.7,说明 2 个区县农业用地均未受到污染,为清洁水平;同理,大兴区、丰台区、怀柔区、顺义区的 P_i 均值分别为 0.93、0.99、0.89、1.00,处于 0.7~1,为尚清洁,但处于警戒线水平,应予以重视,加强农业管控;0~25 cm 土壤 35.11% 的样点存在轻度-中度污染,房山区、海淀区、平谷区 P_i 均值分别为 1.10、1.18、1.36,属轻度污染;通州区镉污染指数 P_i 最大值为 8.99,其 P_i 均值为 1.82,是所有采样区中的最大值,说明该研究点污染相对较严重,蒋红群等运用通量模型分析重金属镉的 4 种主要来源途径及贡献率:污水灌溉(69.8%)> 畜禽粪便(29.7%)> 化肥(0.5%)> 大气沉降(0.2%),可知污水灌溉和畜禽粪便对 Cd 的贡献较大^[29],因此,在土壤重金属 Cd 防控治理中,要加强重视对这 2 类来源的管理与控制;25~50 cm 土壤 P_i 均值除平谷区为 1.05 稍大点外,其他地区 P_i 平均值均≤1,属清洁或尚清洁水平。从整个研究区来看,土壤 0~25 cm 重金属镉潜在生态风险系数均值为 31.56,处于中等生态风险水平,通州、平谷、海淀、昌平、密云和顺义土壤表层重金属镉潜在生态风险系数处在中等生态风险水平,其他区(县)处在轻微生态风险水平。25~50 cm 重金属镉潜在生态风险系数均值为 21.45,为轻微生态风险水平(除平谷 E_i 均值稍大于 30,其余区县均在轻微生态风险水平)。

表 1 北京市各采样区土壤重金属镉含量描述统计

| 地区 | 0~25 cm | | | | | 25~50 cm | | | | |
|----|-----------|------|--------|------------------|------------------|-----------|------|--------|------------------|------------------|
| | 均值(mg/kg) | 变异系数 | 超标率(%) | $\overline{P_i}$ | $\overline{E_i}$ | 均值(mg/kg) | 变异系数 | 超标率(%) | $\overline{P_i}$ | $\overline{E_i}$ |
| 大兴 | 0.11±0.03 | 0.31 | 2.13 | 0.93 | 17.33 | 0.06±0.03 | 0.53 | 0.00 | 0.64 | 14.06 |
| 房山 | 0.13±0.04 | 0.31 | 1.06 | 1.10 | 27.84 | 0.08±0.02 | 0.27 | 1.06 | 0.82 | 19.35 |
| 昌平 | 0.07±0.02 | 0.34 | 4.26 | 0.58 | 33.03 | 0.10±0.04 | 0.36 | 0.00 | 0.47 | 24.47 |
| 丰台 | 0.12±0.03 | 0.29 | 3.19 | 0.99 | 29.74 | 0.07±0.02 | 0.36 | 0.00 | 0.55 | 16.51 |
| 海淀 | 0.14±0.06 | 0.43 | 1.06 | 1.18 | 35.45 | 0.08±0.02 | 0.27 | 0.00 | 0.63 | 18.80 |
| 怀柔 | 0.11±0.02 | 0.15 | 5.32 | 0.89 | 26.77 | 0.09±0.03 | 0.29 | 1.06 | 0.75 | 22.38 |
| 密云 | 0.08±0.02 | 0.26 | 5.32 | 0.67 | 20.04 | 0.06±0.01 | 0.19 | 0.00 | 0.50 | 15.11 |
| 平谷 | 0.16±0.06 | 0.34 | 2.13 | 1.36 | 40.82 | 0.13±0.08 | 0.64 | 5.32 | 1.05 | 31.51 |
| 顺义 | 0.12±0.07 | 0.58 | 2.13 | 1.00 | 30.12 | 0.09±0.07 | 0.73 | 3.19 | 0.75 | 22.35 |
| 通州 | 0.22±0.30 | 1.40 | 8.51 | 1.82 | 54.47 | 0.12±0.09 | 0.73 | 2.13 | 1.00 | 29.94 |

注:北京市土壤重金属镉环境背景值参考 2004 年陈同斌等计算的北京市土壤环境背景值,值为 0.119 mg/kg^[25],超标率为各区(县)超标样点数与总样点数(94)的比值。

通过 ArcGIS 软件中的地统计分析工具对采样点数据进行经验贝叶斯克里格法插值分析和面积统计运算得出图 3 和表 2。由图 3 可以看出,北京市不同区域、不同深度土壤中重

金属含量和污染情况存在差异性。由图 3-a 可知,0~25 cm 土壤重金属镉含量范围为 0.07~0.26 mg/kg,且镉含量由北京市的中部到东南部呈现带状逐渐增加的趋势,东南部的通

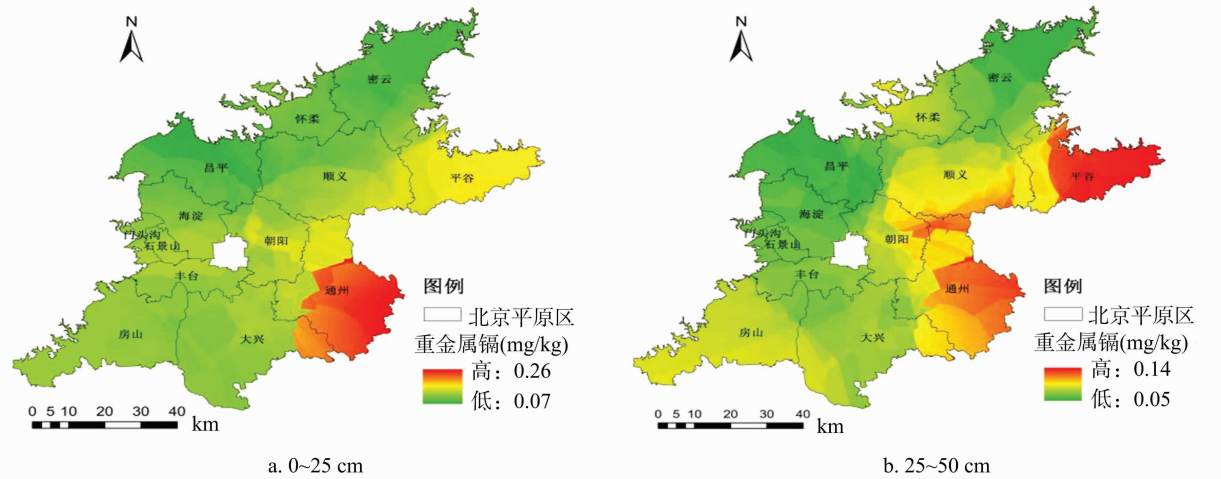


图3 不同土壤深度镉含量空间分布

表 2 土壤镉污染等级空间分布面积统计

| $\overline{P_i}$ | 污染等级 | 面积统计 | | | |
|---------------------------------|------|-----------------------|--------|-----------------------|--------|
| | | 0 ~ 25 cm | | 25 ~ 50 cm | |
| | | 面积 (km ²) | 比例 (%) | 面积 (km ²) | 比例 (%) |
| $\overline{P_i} \leq 0.7$ | 清洁 | 255.91 | 3.3 | 4 846.94 | 63.1 |
| $0.7 < \overline{P_i} \leq 1.0$ | 尚清洁 | 4 277.60 | 55.7 | 2 326.59 | 30.3 |
| $1.0 < \overline{P_i} \leq 2.0$ | 轻度污染 | 2 401.67 | 31.2 | 511.94 | 6.7 |
| $2.0 < \overline{P_i} \leq 3.0$ | 中度污染 | 750.82 | 9.8 | 0.35 | 0.0 |
| > 3.0 | 重度污染 | 0.00 | 0.0 | 0.18 | 0.0 |

注:面积比例指单项污染指数在某一污染等级统计面积与北京平原区面积的比值,面积过小的研究区忽略不计,平原区像元面积统计为 7 686 km²。

州区镉含量达最高,这与蒋红群等预测的北京市重金属含量空间变化结果基本一致^[29]。中部的昌平区及北部的密云县重金属镉含量很低。由图 3 - b 可知,25 ~ 50 cm 土壤重金属镉含量值范围在 0.05 ~ 0.14 mg/kg,镉含量的整体分布情况与 0 ~ 25 cm 土壤基本一致,也呈现中部向东南部逐渐增加的情况,且各区(县)的 25 ~ 50 cm 土壤镉含量基本低于 0 ~ 25 cm 土壤镉含量。

运用 ArcGIS 面积统计工具对北京平原区镉污染等级空间分布进行分析得出表 2,0 ~ 25 cm 表层土壤镉污染指数 P_i 范围在 0.7 ~ 1.0(尚清洁)的面积大约为 4 277.60 km²,主要集中在北京南部、中部和北部的水源保护区和农业保障区,占平原区面积 55.7%。 P_i 范围在 1.0 ~ 3.0(轻度 - 中度污染,分布于北京中部、东部地区)的面积约有 3 152.49 km²,在农业化肥农药的施用、灌溉模式等方面需要注意;对于 25 ~

50 cm 土壤, $P_i \leq 0.7$ 的土地面积大约为 4 846.94 km²,只有一小部分研究区(占平原区面积 6.7%)土壤镉单项污染指数在 1.0 ~ 2.0 之间,个别研究点单向污染指数大于 2.0;25 ~ 50 cm 土壤镉含量总体处在安全水平。

2.3 土壤镉含量影响因素分析

2.3.1 不同种植模式下土壤镉含量分析 不同的种植模式会直接影响对农作物的管理措施,如施肥方式、灌溉措施、化肥农药等物质施用种类和用量等,从而也会对土壤本身理化性质和功能产生不同影响。本研究选择耕地、菜地、果园 3 种植模式,分别设置 36、31、27 个采样点采集土样进行检测并对获得数据的均值、标准差、单因素方差分析、变异系数进行比较(表 3)。

由表 3 可知,不同种植模式对 0 ~ 25 cm 土壤镉有显著影响($P < 0.05$)。不同深度土壤中重金属镉含量大小排序均为

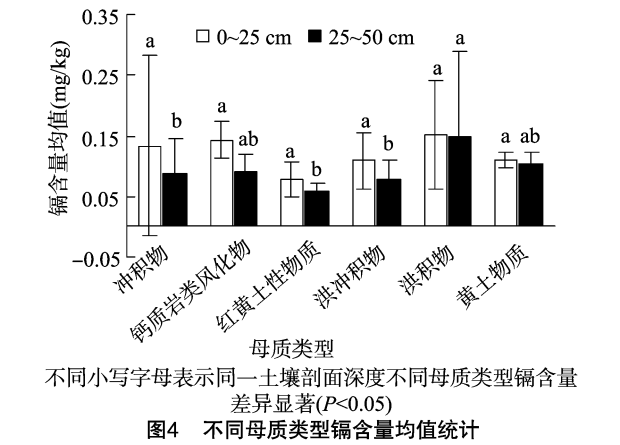
表 3 北京市不同种植模式土壤重金属镉含量的统计分析

| 种植模式 | 0 ~ 25 cm | | | 25 ~ 50 cm | | |
|------|-----------|----------------|-------|------------|----------------|-------|
| | 样本数 | 均值 (mg/kg) | 变异系数 | 样本数 | 均值 (mg/kg) | 变异系数 |
| 果园 | 27 | 0.119 ± 0.05ab | 0.428 | 27 | 0.087 ± 0.06ab | 0.718 |
| 菜地 | 31 | 0.162 ± 0.18a | 1.108 | 31 | 0.103 ± 0.05a | 0.679 |
| 耕地 | 36 | 0.095 ± 0.03b | 0.312 | 36 | 0.072 ± 0.02b | 0.296 |
| F 值 | | 3.294 * | | | 2.689 | |
| P 值 | | 0.04 | | | 0.07 | |

注:单因素方差分析多重比较采用最小显著差数法(LSD),同列不同小写字母表示不同种植模式土壤差异显著($P < 0.05$)。“*”表示组间均值在 0.05 水平差异显著。

菜地 > 果园 > 耕地。菜地中 0 ~ 25 cm 土壤镉含量明显高于另外 2 种植植模式,均值为 0.162 mg/kg,是果园和耕地中土壤表层镉含量的 136.1%、170.5%,这与农药、肥料的施用有密切的关系。菜地表层土壤镉含量的变异系数也最大为 1.108,说明菜地土壤重金属污染空间异质性较大,因此在加强土壤污染风险评价与管控方面存在一定挑战;耕地 25 ~ 50 cm 土壤重金属镉元素含量均值最小为 0.072 mg/kg,变异系数也是最小为 0.296,表明该种植模式下土壤重金属镉含量累积较小。

2.3.2 土壤镉含量与成土母质关系分析 母质作为五大成土因素之一,是土壤形成的物质基础,土壤的机械组成、矿物组成、化学组成和特征继承了区域岩石地球化学背景^[36]。本研究结合北京土壤环境背景特点分析了不同母质类型土壤重金属镉的含量变化情况,进行统计分析得出图 4。



研究区土壤母质类型以冲积物、洪冲积物为主,样点数分别占总样点数的 51.1%、23.4%,由图 4 可看出,洪积物在不同土壤深度镉质量分数在 6 种母质类型中均最高,分别为 0.151 mg/kg(0 ~ 25 cm)、0.148 mg/kg(25 ~ 50 cm),分别是北京土壤环境背景值的 1.27、1.24 倍,此外钙质岩类风化物、冲积物 0 ~ 25 cm 土壤镉质量分数也超过了土壤环境背景值,分别为 0.143、0.134 mg/kg。其他母质类型镉含量尚未达到环境背景值,其中红黄土性物质 0 ~ 25、25 ~ 50 cm 土壤镉含量均最低,为 0.078、0.060 mg/kg,这可能是由于土壤质地含沙成分较大,从而影响重金属在土壤固液相的分配,镉较易随土壤水分迁移,因此固持在土壤固体颗粒的镉含量较少。方差分析表明,不同母质类型对 0 ~ 25 cm 土壤镉没有显著性影响,而对 25 ~ 50 cm 土壤重金属镉有极显著性影响($P < 0.01$)。0 ~ 25 cm 土壤不同母质类型 Cd 标准差基本偏大于 25 ~ 50 cm 土壤镉标准差,且变异程度较高,说明表层土壤(0 ~ 25 cm)更易受到外界因素尤其人类活动的干扰而造成重金属镉含量的不均匀性和随机性增大,而受到本底成土母质影响减少。经多重比较分析(LSD),不同母质类型,洪积物与冲积物、红黄土性物质和洪冲积物在 25 ~ 50 cm 土壤镉含量上存在显著性差异($P < 0.05$)。

2.4 土壤镉健康风险评价

针对北京市不同功能区分析重金属镉对儿童和成年人的非致癌暴露风险 HQ 和致癌暴露风险 CR,其平均值、标准差和中位值结果见表 4,产业定位有农业保障区、水源保护区、都市生活区 3 类。本研究将昌平区、怀柔区、平谷区和密云县研究区划归到水源保护区,大兴区、房山区、顺义区、通州区的研究区划归为农业保障区,丰台区和海淀区的研究区划归到

表 4 不同功能区重金属镉致癌风险 CR 值与非致癌风险 HQ 值统计描述

| 功能区 | 暴露人群 | HQ 值 | | CR 值 | | | |
|-------|------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|
| | | 儿童 | 成人 | 儿童 | | 成人 | |
| | | | | Cd _{摄取} | Cd _{吸入} | Cd _{摄取} | Cd _{吸入} |
| 都市生活区 | 均值 | 1.63×10^{-4} | 4.76×10^{-5} | 2.24×10^{-6} | 6.39×10^{-17} | 3.14×10^{-7} | 1.44×10^{-16} |
| | 标准差 | 5.77×10^{-5} | 1.68×10^{-5} | 7.92×10^{-7} | 2.25×10^{-17} | 1.11×10^{-7} | 5.08×10^{-17} |
| | 中位值 | 1.56×10^{-4} | 4.53×10^{-5} | 2.14×10^{-6} | 6.08×10^{-17} | 3.00×10^{-7} | 1.37×10^{-16} |
| 农业保障区 | 均值 | 1.84×10^{-4} | 5.35×10^{-5} | 2.52×10^{-6} | 7.18×10^{-17} | 3.53×10^{-7} | 1.62×10^{-16} |
| | 标准差 | 2.05×10^{-4} | 5.97×10^{-5} | 2.81×10^{-6} | 8.02×10^{-17} | 3.94×10^{-7} | 1.81×10^{-16} |
| | 中位值 | 1.45×10^{-4} | 4.23×10^{-5} | 2.00×10^{-6} | 5.68×10^{-17} | 2.79×10^{-7} | 1.28×10^{-16} |
| 水源保护区 | 均值 | 1.36×10^{-4} | 3.96×10^{-5} | 1.87×10^{-6} | 5.32×10^{-17} | 2.61×10^{-7} | 1.20×10^{-16} |
| | 标准差 | 6.35×10^{-5} | 1.85×10^{-5} | 8.72×10^{-7} | 2.48×10^{-17} | 1.22×10^{-7} | 5.60×10^{-17} |
| | 中位值 | 1.26×10^{-4} | 3.70×10^{-5} | 1.74×10^{-6} | 4.96×10^{-17} | 2.43×10^{-7} | 1.12×10^{-16} |

都市生活区。

由表 4 可以看出,重金属镉对儿童的非致癌暴露风险 HQ 均明显大于其对成人的暴露剂量值,儿童的暴露量比成人多一个数量级,不同功能区 HQ 值在儿童和成年人大小顺序均为农业保障区 > 都市生活区 > 水源保护区。重金属镉在儿童和成人的非致癌暴露风险 HQ 值分别介于 $4.41 \times 10^{-5} \sim 1.38 \times 10^{-3}$ 和 $1.41 \times 10^{-5} \sim 4.01 \times 10^{-4}$ 之间,在 2 类人群中 HQ 值均小于 1,说明土壤镉对儿童和成人的风险均在可接受范围。不同功能区土壤镉对儿童的致癌暴露风险均明显大于其对成年人,儿童和成人通过经口摄入和呼吸吸入暴露途径的致癌风险值在不同功能区大小排序均为农业保障区 > 都市

生活区 > 水源保护区。儿童致癌暴露风险 CR 值在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$,处于可接受范围,成人致癌暴露风险值均小于 10^{-6} ,不存在致癌风险(参考标准见文献[37 ~ 39])。经口摄入是儿童和成人重金属镉暴露的主要途径,其与呼吸吸入的暴露剂量相差十个数量级,由于缺少皮肤接触暴露途径,因此实际的重金属镉致癌风险 CR 值要大于评估值。总体来说,研究区土壤镉对人体暴露风险处于安全水平。

3 结论

运用变异函数理论说明重金属镉在区域变化上的空间相关性,0 ~ 25、25 ~ 50 cm 土壤镉块基比值分别为 39.5%、

55.0%, 小于 75%, 属于中等空间变异。除昌平区外, 所有采样区的 0~25 cm 土壤镉含量均值明显高于 25~50 cm 土壤; 土壤镉含量由北京市中部至东南部呈现带状逐渐增加的趋势且垂直空间分布基本一致, 0~25 cm 土壤 35.11% 的样点镉含量存在轻度-中度污染, 覆盖面积约为 3 152.49 km²。对于单因子污染等级处在轻微污染的通州、平谷、海淀、房山区应在农业管理方面予以重视。

不同种植模式 0~25 cm 土壤镉含量排序为菜地 > 果园 > 耕地; 化肥农药的施用以及污水灌溉是造成菜地土壤微量元素镉超标的主要原因, 在这一方面应严格管控, 果园用地镉含量处于临界警戒水平, 耕地未污染。不同种植模式对 0~25 cm 土壤镉有显著性影响 ($P < 0.05$), 耕地模式下镉含量累积较小。母质类型对 25~50 cm 土壤中镉含量存在极显著性差异 ($P < 0.01$), 洪积物土壤不同深度镉质量分数在 6 种母质类型中均最高, 其次为冲积物; 洪积物与冲积物、红黄土性物质和洪冲积物在土壤镉含量上存在显著性差异 ($P < 0.05$), 红黄土性物质土壤镉含量较少与土质、气候、水热条件等有密切的关系。

土壤镉对儿童的非致癌暴露风险 HQ 和致癌暴露风险 CR 均明显大于其对成年人, 各功能区 HQ 值均小于 1, 表明研究区不存在非致癌风险, 致癌重金属镉儿童和成人经口摄入暴露剂量远大于呼吸吸入途径, CR 值介于可接受范围 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$), 不存在致癌风险。

参考文献:

- [1] 环境保护部. 环境保护部和国土资源部发布全国土壤污染状况调查公报 [R/OL]. (2014-04-07) [2016-03-10]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm.
- [2] 王哲玮, 王秋红, 於丽华. 土壤重金属污染及对生物体影响的研究进展[J]. 中国农学通报, 2017, 33(19): 86-92.
- [3] 郭修平, 郭庆海. “土十条”与土壤污染治理[J]. 生态经济, 2016(2): 10-13.
- [4] 查贵锋, 黄冠华, 冯绍元, 等. 夏玉米污水灌溉时水分与氮素利用效率的研究[J]. 农业工程学报, 2003, 19(3): 63-67.
- [5] 丛鑫, 薛南冬, 梁刚, 等. 有机氯农药污染场地表层土壤有机-矿质复合体中污染物的分布[J]. 环境科学, 2008, 29(9): 2586-2591.
- [6] 温延臣, 李燕青, 袁亮, 等. 长期不同施肥制度土壤肥力特征综合评价方法[J]. 农业工程学报, 2015, 31(7): 91-99.
- [7] 姚玲丹, 程广煊, 王丽晓, 等. 施用生物炭对土壤微生物的影响[J]. 环境化学, 2015(4): 697-704.
- [8] 蔡美芳, 李开明, 谢丹平, 等. 我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J]. 环境科学与技术, 2014(增刊2): 223-230.
- [9] Zhang X, Bol R, Rahn C, et al. Agricultural sustainable intensification improved nitrogen use efficiency and maintained high crop yield during 1980-2014 in Northern China [J]. Science of the Total Environment, 2017, 596: 61-68.
- [10] Miao Y X, Stewart B A, Zhang F S. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China: a review [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2011, 31(2): 397-414.
- [11] He Z L, Yang X E, Stoffella P J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment [J]. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 2005, 19(2/3): 125-140.
- [12] 周静, 崔红标, 梁家妮, 等. 重金属污染土壤修复技术的选择和面临的问题——以江铜贵冶九牛岗土壤修复示范工程项目为例[J]. 土壤, 2015, 47(2): 283-288.
- [13] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review [J]. Waste Management, 2008, 28(1): 215-225.
- [14] 廖晓勇, 崇忠义, 阎秀兰, 等. 城市工业污染场地: 中国环境修复领域的新课题[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 784-794.
- [15] 王云. 土壤环境元素化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [16] 张增强, 张一平, 朱兆华. 镉在土壤中吸持的动力学特征研究[J]. 环境科学学报, 2000(3): 370-375.
- [17] 秦鱼生, 詹绍军, 喻华, 等. 镉在不同质地水稻土剖面中的分布特征及与作物吸收的关系[J]. 光谱学与光谱分析, 2013(2): 476-480.
- [18] 李淑敏, 李红, 孙丹峰, 等. 北京耕作土壤 4 种重金属空间分布的网络特征分析[J]. 农业工程学报, 2012, 29(23): 208-215, 300.
- [19] 戴斯迪, 马克明, 宝乐. 北京城区行道树国槐叶面尘分布及重金属污染特征[J]. 生态学报, 2012, 32(16): 5095-5102.
- [20] 韩平, 王纪华, 陆安祥, 等. 北京顺义区土壤重金属分布与环境质量评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1): 106-112.
- [21] 王彬武, 李红, 蒋红群, 等. 北京市耕地土壤重金属时空变化特征初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(7): 1335-1344.
- [22] 张天蛟, 刘刚, 王圣伟. 基于 GIS/RS 的不同土地利用类型重金属面源污染比较[J]. 农业机械学报, 2014(增刊1): 124-132.
- [23] 师荣光, 郑向群, 孙玉芳, 等. 不同土地利用类型下降雨径流重金属 Cd 的生态风险分析[J]. 水土保持学报, 2013(3): 106-109.
- [24] 田媛, 郭希娟, 刘效兰. 北京市不同功能区土壤重金属污染探究[J]. 环境科学与技术, 2010(增刊2): 83-86.
- [25] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究[J]. 环境科学, 2004, 25(1): 117-122.
- [26] 索琳娜, 刘宝存, 赵同科, 等. 北京市菜地土壤重金属现状分析与评价[J]. 农业工程学报, 2016, 32(9): 179-186.
- [27] Wang M, Liu R, Chen W, et al. Effects of urbanization on heavy metal accumulation in surface soils, Beijing [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 64(2): 328-334.
- [28] Sun R H, Chen L D. Assessment of heavy metal pollution in topsoil around Beijing metropolis [J]. PLoS One, 2016, 11(5): e0155350.
- [29] 蒋红群, 王彬武, 刘晓娜, 等. 北京市土壤重金属潜在风险预警管理研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(4): 731-746.
- [30] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [31] 中华人民共和国环保部. 污染场地风险评估技术导则 (HJ 25.3—2014) [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- [32] US DOE (United States Department of Energy). The risk assessment information system (RAIS) [M]. U. S. Department of Energy's Oak Ridge Operations Office (ORO), 2011.
- [33] US DE (US Department of Energy). RAIS: risk assessment information system [S]. US Department of Energy, Office of Environmental Management, 2000.
- [34] Zhang S W, Huang Y F, Shen C Y, et al. Spatial prediction of soil organic matter using terrain indices and categorical variables as

王超,刘明庆,黄思杰,等. 不同施肥处理对有机种植土壤微生物区系的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(20):266-272.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.20.061

不同施肥处理对有机种植土壤微生物区系的影响

王超,刘明庆,黄思杰,李妍,田伟,陈秋会,王磊,席运官

(生态环境部南京环境科学研究所,江苏南京 210042)

摘要:在有机种植条件下,基于高通量测序分析复合微生物肥及有机肥的施用对有机冬瓜根区土壤微生物区系的影响,结合土壤化学性质及酶活性、有机冬瓜果实品质作相关分析。结果显示,复合微生物肥的施用显著降低土壤真菌群落丰富度,施用有机肥提高真菌群落丰富度,二者均提高土壤真菌、细菌种群多样性;根区土壤中变形菌门、厚壁菌门和放线菌门是优势细菌,子囊菌门是优势真菌;复合微生物肥和有机肥的施用均降低厚壁菌门和芽孢杆菌科的相对丰度,施用复合微生物肥提高结合菌门的相对丰度,降低毛壳菌科和肉座菌科的相对丰度,施用有机肥则相反。施肥显著提高土壤过氧化氢酶、蔗糖酶活性;显著提高冬瓜总氨基酸含量,显著降低可溶性固形物含量。因此,施用复合微生物肥及有机肥可改变有机冬瓜根区土壤微生物的丰富度、多样性及群落结构,提高土壤酶活性,改善有机冬瓜品质。

关键词:复合微生物肥;有机肥;有机冬瓜;高通量测序;微生物区系

中图分类号: S154.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)20-0266-07

健康的土壤是农业种植生产的基础,通过施肥培育健康土壤、提升土地质量是当前我国农业种植生产中提高作物产量和品质的关键环节。相较于常规农业中化学肥料的大量使用,施用复合微生物肥及有机肥是当前有机种植生产中改良土壤、增加土壤肥力的重要手段。与传统有机肥料不同,复合微生物肥含有特定微生物^[1],田间施用会将大量微生物引入土壤局部区域,对有机种植土壤中原有的微生物区系造成影响,甚至会破坏土壤微生态平衡,须科学评价其对土壤微生态的影响。以往的研究主要探讨了有机肥料施用对植物生产及土壤养分的影响,部分研究关注其对常规农业种植土壤微生物区系的影响^[2-3],而针对有机肥料影响有机种植土壤微生物区系的研究极少。对于土壤微生物的研究,传统的分析方法包括琼脂培养基培养法、Biolog 平板法、磷脂脂肪酸法、PCR-变性梯度凝胶电泳(DGGE)和限制性内切酶片段长度

多态性(RFLP)等,但均存在操作复杂、试验周期长、痕量微生物检测困难等弊端,无法深入分析,而高通量测序技术通过检测土壤微生物细胞内特定遗传物质(原核微生物 16S rDNA/rRNA、真核微生物 18S rDNA/rRNA)的碱基序列,可以更全面、准确地揭示土壤中微生物群落的复杂性和多样性,已被广泛应用于土壤微生物区系研究^[4-6]。

2015 年农业部制定了《到 2020 年化肥使用量零增长行动方案》,明确了“有机肥替代化肥”的技术路径,同时确立“一控两减三基本”的目标,力争实现农药化肥的零增长。在此背景下,有机肥料及微生物肥料的作用越来越凸显。截至 2016 年 7 月,农业部登记的微生物肥料产品达到 2 780 个,年产量已突破 1 000 万 t,应用面积超过 1 333 万 hm²^[7]。与之相对应的是我国有机作物种植面积快速增长,截至 2015 年年底,有机植物生产面积为 222.4 万 hm²,有机生产面积已达全国农业耕地面积的 0.77%^[8]。随着我国有机作物种植面积的不断增长,有机肥及复合微生物肥必将被大量施用,然而其在提升有机种植耕作层土壤质量中的作用尚缺乏明确的科学依据,因此需要科学评测二者对有机种植土壤微生物区系的影响。本研究基于 Illumina 新一代 Miseq 平台的高通量测序技术,结合相关生物信息学方法,全面分析土壤细菌 16S rRNA 基因 V3+V4 区和真菌 ITS1 区的多样性指数及群落结构,旨在研究江苏省仪征市有机蔬菜田在轮作种植条件下,复

收稿日期:2018-07-25

基金项目:中央级公益性科研院所基本科研业务专项(编号:GYZX170307);云南省环保公益专项(编号:45014)。

作者简介:王超(1989—),男,山东费县人,博士,主要从事有机种植病虫害防治、土壤健康及相关机理研究。Tel:(025)85287062;E-mail:wcofrcc@126.com。

通信作者:席运官,博士,研究员,主要从事生态农业等研究。E-mail:xygofrc@126.com。

auxiliary information[J]. Geoderma,2012,171(1):35-43.

[35] Phil-Eze P O. Variability of soil properties related to vegetation cover in a tropical rainforest landscape[J]. Journal of Geography and Regional Planning,2010,3(7):177-184.

[36] 程街亮,史舟,朱有为,等. 浙江省优势农产区土壤重金属分异特征及评价[J]. 水土保持学报,2006,20(1):103-107.

[37] Gu Y G, Gao Y P, Lin Q. Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban

parks in southern China's largest city, Guangzhou [J]. Applied Geochemistry,2016,67:52-58.

[38] Zhao L, Xu Y F, Hou H, et al. Source identification and health risk assessment of metals in urban soils around the Tanggu chemical industrial district, Tianjin, China [J]. Science of the Total Environment,2014,468:654-662.

[39] 谷阳光,高富代. 我国省会城市土壤重金属含量分布与健康风险评价[J]. 环境化学,2017,36(1):62-71.