

成都平原农地土壤镉含量特征及来源研究

李启权¹, 张少尧¹, 代天飞², 高雪松¹, 张新¹, 王昌全^{1*}, 袁大刚¹, 李坤蓉¹

(1.四川农业大学资源环境学院, 成都 611130; 2.成都土壤肥料测试中心, 成都 610041)

摘要:通过土壤采样对成都平原崇州市平原区农地土壤镉含量特征及来源进行分析,结果表明,研究区土壤镉含量在 0.16~0.77 mg·kg⁻¹ 之间,平均为 0.33 mg·kg⁻¹,高出国家土壤环境质量二级标准 10%,样点超标率 30.43%。研究区土壤镉总体上处于中等程度的潜在生态风险,对人体的致癌风险尚处于可接受的范围。成土母质、土属类型、水系、农地利用方式和主要交通道路对土壤镉含量变异的独立解释能力分别为 20.71%、24.70%、25.68%、12.62%和 10.58%,即研究区土壤镉受自然地质过程和人为活动因素的综合影响,自然地质过程对土壤镉含量的主控作用总体上大于人为活动因素。水系和交通道路的影响范围分别主要在其 4.0 km 和 1.5 km 范围内。自然地质过程和人为活动因素对土壤镉含量的主控作用在距离水系 4.0 km 前后发生改变:距离水系 4.0 km 范围内,自然地质过程的主控作用明显大于人为活动因素;距离水系 4.0 km 之外,人为活动因素则是最重要的控制因素。研究结果为深化对成都平原土壤镉污染机制的认识和镉污染防控提供了参考。

关键词:镉;土壤;风险评价;影响因素;成都平原

中图分类号:X825 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)05-0898-09 doi:10.11654/jaes.2014.05.011

Contents and Sources of Cadmium in Farmland Soils of Chengdu Plain, China

LI Qi-quan¹, ZHANG Shao-yao¹, DAI Tian-fei², GAO Xue-song¹, ZHANG Xin¹, WANG Chang-quan^{1*}, YUAN Da-gang¹, LI Kun-rong¹

(1.College of Resources and Environment, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2.Chengdu Testing Center of Soil and Fertilizer, Chengdu 610041, China)

Abstract: Heavy metal pollution in farmland soils in the Chengdu plain is threatening the security of agricultural products. Here we examined contents and sources of cadmium(Cd) in farmland soils in Chongzhou area of the Chengdu plain. Cadmium contents in the farmland soils ranged from 0.16 mg·kg⁻¹ to 0.77 mg·kg⁻¹, with an average of 0.33 mg·kg⁻¹, which exceeded the Grade II limit of the National Soil Environmental Quality Standard(GB 15618—1995). There were 30.43% of soil samples in which Cd contents exceeded the standard. Assessments of potential ecological and human health risks indicated that Cd in the soils had moderate potential ecological risk. The carcinogenic risks of Cd in these soils were within the acceptable range, which showed a range from 5.67E-07 to 2.77E-06 for adult and from 1.42E-06 to 6.93E-06 for children. Agricultural land uses, parent materials, soil types, rivers and highways respectively contributed to 12.62%, 20.71%, 24.70%, 25.68% and 10.58% of soil Cd variability. This implied that both natural geological and human activity factors determined the heterogeneity of soil Cd, with natural geological factors playing greater roles. Rivers and highways had impacts on soil Cd up to 4.0 km and 1.5 km, respectively. In soils more than 4 km away from rivers, agricultural land use became a dominant factor affecting soil Cd. These findings provide useful information about understanding of soil Cd pollution and sources in the farmland of the Chengdu plain.

Keywords: cadmium; soils; risk assessment; influencing factors; Chengdu plain

土壤重金属元素具有难降解、易积累、毒性大的特性,存在通过食物链危害人类健康的潜在危险^[1]。近

年来,随着交通及工矿业快速发展、农药化肥的大量使用等因素,土壤重金属污染问题日趋严重^[2-4]。由于其隐蔽性和不可逆等特性,土壤重金属污染特征、来源及潜在风险等问题受到了国内外学者的广泛重视^[5-7]。镉(Cadmium, Cd)是一种毒性极强的重金属元素^[8],也是人体和植物非必需元素^[9]。镉通过食物链进入人体后,会对人体肾、肺、肝、睾丸、脑、骨骼及血液系统等产

收稿日期:2013-09-13

基金项目:国家自然科学基金项目(41201214)

作者简介:李启权(1980—),男,四川泸县人,博士,副教授,研究方向为水土资源环境与系统模拟。E-mail:liqq@lreis.ac.cn

* 通信作者:王昌全 E-mail:w.changquan@163.com

生损伤,造成急性或慢性中毒,甚至癌变^[10-11]。目前,土壤镉已是全球性污染物质之一^[8],土壤镉污染问题已成为国内外学者研究的热点之一^[7-10,12]。

成都平原位于四川盆地西部,其水稻、小麦和油菜产量高而稳定,是我国重要的商品粮生产区,近年来成都平原土壤重金属污染问题受到了广泛关注。前人研究结果表明,土壤镉(Cd)是成都平原各区域最主要的重金属污染物之一^[13-18],如:朱礼学^[13]研究表明成都平原西部土壤存在镉污染问题;刘红樱等^[14]研究发现,成都市区以及邛崃山东坡、龙门山、彭州等各区县均存在不同程度的土壤镉污染;李冰等的研究则表明^[17],成都平原大多数区县土壤镉含量与1982年相比有不同程度的上升,其中广汉、新都 and 邛崃等地上升最为明显。相关研究从区域地质背景^[13]、大气沉降以及人为活动^[19-20]等因素对成都平原土壤镉污染原因进行了探讨,初步判断该区域土壤镉污染为自然地质过程和后期人为活动所致^[13,19-21],但对这些因素的影响程度和范围尚需进行深入分析。

本研究以成都平原腹地的崇州市平原农区为研究区,通过采样分析该区域土壤镉含量特征,并对其污染状况、潜在生态风险和健康风险进行分析和评价;同时,结合研究区成土母质、土壤类型、农地利用方式、交通及水系分布等因素,对该区域土壤中镉的来源进行解析,以期深化对研究区土壤镉污染机制的认识,为该区域土壤镉污染防控、农地的合理规划利

用及农产品的安全生产提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

崇州市位于成都平原腹地,地理坐标处于东经 $103^{\circ}7' \sim 103^{\circ}49'$ 、北纬 $30^{\circ}30' \sim 30^{\circ}53'$ 之间(图1a)。境内主要有山地、丘陵、平原三种地貌类型,其市郊平原区是成都平原典型的农业区和主要粮食生产基地,也是全国商品粮基地、瘦肉型猪基地和国家级农业综合开发区所在地。该区气候属于四川盆地亚热带湿润季风气候,年平均气温 15.90°C ,年平均日照时数 $1\,161.50\text{ h}$,年平均降雨量 $1\,012.40\text{ mm}$,平均无霜期 285 d 。研究区属于岷江水系的自流灌溉区,处于著名水利工程都江堰的调控范围,境内最大的河流西河和金马河分别从研究区中部和东部边缘过境(图1c)。区内成土母质主要有岷江灰色冲积物、西河紫色冲积物、岷江西河冲积物交混而成的紫灰色冲积物以及由第四纪更新世老冲积台地上的黄壤经洪水搬运而成的再积黄泥(图1b)。土壤类型主要为水稻土,包括渗育灰潮田、潴育黄泥田和潴育灰潮田3个最主要的土属。区域农地利用方式以水稻-小麦和水稻-油菜2种典型的水旱轮作方式为主,这2种方式也是成都平原最典型的农地利用方式,其次为种植园艺植物的园地。受成都市经济发展的影响,该区域近年来经济发展迅速,2012年全市实现地区生产总值 163.43

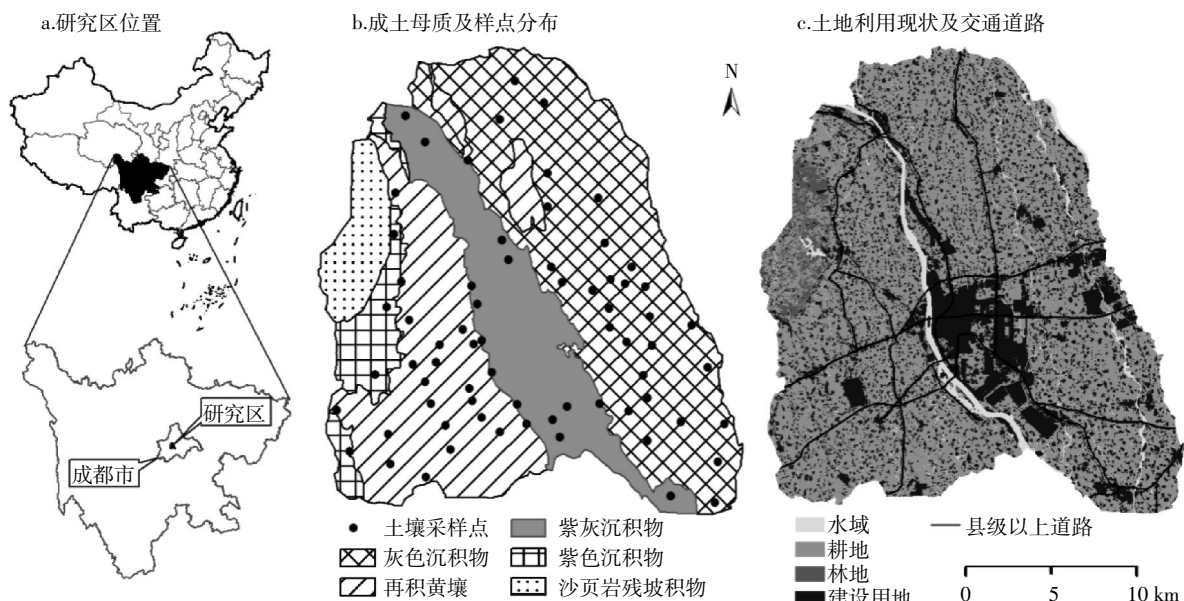


图1 研究区基础信息及土壤采样点分布图

Figure 1 Basic geographic information and soil sample distribution in studied area

亿元,比上年增长 13.10%,其中第一产业实现增加值 27.57 亿元,增长 4.40%;第二产业实现增加值 78.44 亿元,增长 18.70%。区内多条高速和国道省道等交通干线贯穿全境(图 1c)。

1.2 土壤样品采集与分析

于 2013 年 1 月根据研究区典型农地利用方式、成土母质、土壤类型以及交通道路等因素,在兼顾均匀性的基础上进行布点采样。在每个采样点位采用混合取样的方法采集农地表层土壤(0~20 cm),全区共采集土壤样品 69 个(图 1b)。每个采样点均以 GPS 对样点地理坐标进行定位,同时详细记录其土地轮作方式及周边环境状况。土壤样品带回实验室经自然风干、去除杂物、敲碎后,分别过 2 mm 和 0.15 mm 尼龙筛。土壤样品先用氢氟酸(HF)-高氯酸(HClO₄)-硝酸(HNO₃)进行消解,再用石墨炉原子吸收法测定样品中镉含量,土壤 pH 值则采用电位法测定。为保证质量,分析中使用的试剂为优级纯,蒸馏水为超纯水,实验所用的器皿均用 10% 的硝酸浸泡过夜,刷洗并用超纯水冲洗;测试过程同时以重复样和国家标准物质进行控制。

1.3 研究方法

1.3.1 潜在生态风险评价方法

潜在生态风险指数法由瑞典科学家 Hankanson 提出^[22],该方法根据重金属元素对环境作用的特点和影响大小不同,对土壤或沉积物中重金属污染物造成的污染程度和潜在生态风险危害进行评价,是目前评价重金属潜在生态风险广泛应用的方法^[23-24],其计算式如下:

$$E_i^p = T_i \times C_i^p \quad (1)$$

$$C_i^p = C_i / C_{oi}^p$$

式中: C_i 为土壤重金属浓度实测值; C_{oi}^p 为参比值(自然背景值); T_i 为重金属 i 的毒性系数; E_i^p 为单一重金属的潜在生态风险指数,描述某一污染物(元素)的潜在污染危害程度,可分为 5 个等级,分别表示低、中、较高、高和极高生态风险^[22-24]。

1.3.2 健康风险评价方法

镉为致癌物,其进入人体后引起的致癌风险可采用致癌风险模型进行评价^[25]:

$$CR = CDI \times SF \quad (2)$$

式中: CR (Cancer risk)表示致癌风险,若 CR 值小于 10^{-6} 则风险可以忽略不计,可接受的风险值范围在 1×10^{-6} ~ 1×10^{-4} 之间,风险达到 10^{-4} 即被认为是不可接受的; SF (Slope factor)表示斜率因子, $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$; CDI (Chronic daily intake)表示日慢性摄取剂量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, CDI 可由下式计算得到:

$$CDI = \frac{c \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

式中: c 指土壤中镉的浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; IR (Ingestion rate)表示摄取速率, $\text{mg soil} \cdot \text{d}^{-1}$; CF (Conversion factor)表示转换因子, $10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}$; FI (Fraction ingested from contaminated source)表示摄取分数(范围 0.0~1.0),%; EF (Exposure frequency)表示暴露频率, $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$; ED (Exposure duration)为暴露持续时间,a; BW (Body weight)表示体重,kg; AT (Averaging time)表示平均接触时间,d。各参数取值详见参考文献[26-27]。

1.3.3 统计方法

在 SPSS 中采用方差分析和回归分析研究区域成土母质、土壤类型、农地利用方式、交通以及水系对土壤镉含量的影响。其中成土母质、土壤类型等定性变量采用哑变量^[28]进行赋值。回归分析中各回归方程的校正决定系数用以确定各影响因素对土壤镉含量变化的独立解释能力。

2 结果与讨论

2.1 土壤镉含量特征分析

统计结果表明(表 1),研究区土壤 pH 值在 4.65~8.14 之间,平均为 6.46,总体处于微酸性;其中处于酸性、微酸性、中性和碱性的样点数分别为 15、23、12 个和 19 个。土壤镉含量变化范围在 0.16~0.77 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,变异系数为 36.42%,属于中等程度的变异性,其中最大值出现在研究区北部的元通镇。土壤镉含量平均值为 0.33 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,该平均含量已高于国家土壤环境质量标准中的二级标准(GB 15618—1995),同时也超过姚廷伸^[29]提出的该区域背景值(0.16 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)1.06 倍和中国土壤背景值^[30](0.097 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)1.38 倍,略高于王英英等^[21]2010 年在成都平原西部 6 个县区

表 1 研究区农地土壤 pH 值和镉含量统计特征

Table 1 Statistical characteristic of soil pH and Cd in farmland of studied area

指标	样点数	平均值	极小值	极大值	标准差	变异系数/%	偏度	峰度
pH	69	6.46	4.65	8.14	1.07	16.51	0.10	-1.45
Cd/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	69	0.33	0.16	0.77	0.12	36.36	1.65	3.06

得到的研究结果($0.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

从数据分布类型来看(表1),研究区土壤镉呈偏态分布(K-S检验, $P=0.047$)。由于本研究的后续统计方法要求变量呈正态分布,同时为避免负值,研究过程中将土壤镉含量值乘以10后取对数,对数转换后的值符合正态分布($P=0.608$),将该对数转换值用于本研究后续的方差分析和回归分析。

2.2 镉含量超标情况及风险评价

结合各样点pH值,分别采用国家土壤环境质量(GB 15618—1995)一、二级标准对各采样点的超标情况进行评价(图2a)。结果表明,69个采样点中仅有3个采样点镉含量未超标,仅占全部样点数的4.35%,分别分布于东关乡、道明镇和观胜镇(图2a)。有66个样点土壤镉含量超过国家土壤环境质量一级标准,占全部样点数的95.65%,其中有21个样点超过二级标准,占全部样点的30.43%。超过二级标准的样点主要分布于研究区西南部的西江乡、白头镇、隆兴镇及集贤乡,东部的羊马镇和安阜乡,南部的三江、江源和听江镇,北部的元通镇(图2a)。从空间分布来看,研究区西南各乡镇土壤镉二级超标率较高。

根据 Hakanson 提出的归一化处理后的镉的毒性系数^[22],以研究区土壤镉含量背景值^[29]为参比值,对研究区土壤镉潜在生态风险进行分析(图2b)。结果表明,

研究区土壤镉潜在生态风险指数变化范围在29.66~145.18之间,对应低生态风险至中等生态风险;平均生态风险指数值为60.50,即研究区土壤镉总体处于中等程度的潜在生态风险。根据生态风险指数变化范围,69个样点中仅有8个样点处于低生态风险状态,占全部样点数的11.59%,主要分布于研究区北部和西部各乡镇(图2b);有52个样点处于中等生态风险状态,占全部样点数的75.36%,广泛分布于各乡镇;9个样点具有较高生态风险,主要分布于市区西南部的西江乡、隆兴乡、集贤乡、燎原镇以及北部接近山区的元通镇(图2b)。

健康风险评价结果表明,研究区土壤中镉对成人的致癌风险指数在 $5.67\text{E}-07 \sim 2.77\text{E}-06$ 之间,平均为 $1.17\text{E}-06$;对儿童的致癌风险指数在 $1.42\text{E}-06 \sim 6.93\text{E}-06$ 之间,平均为 $2.94\text{E}-06$ 。可以看出,研究区土壤中镉含量对儿童的风险略高于成人,但均处于可接受的范围。

2.3 影响因素分析

2.3.1 成土母质和土壤类型

从不同成土母质来看,各类型母质发育的土壤中镉含量差异显著(表2)。其中,紫灰色冲积物和再积黄壤发育的土壤镉平均含量较高,高于研究区平均值,分别超出国家土壤环境质量二级标准40.00%和

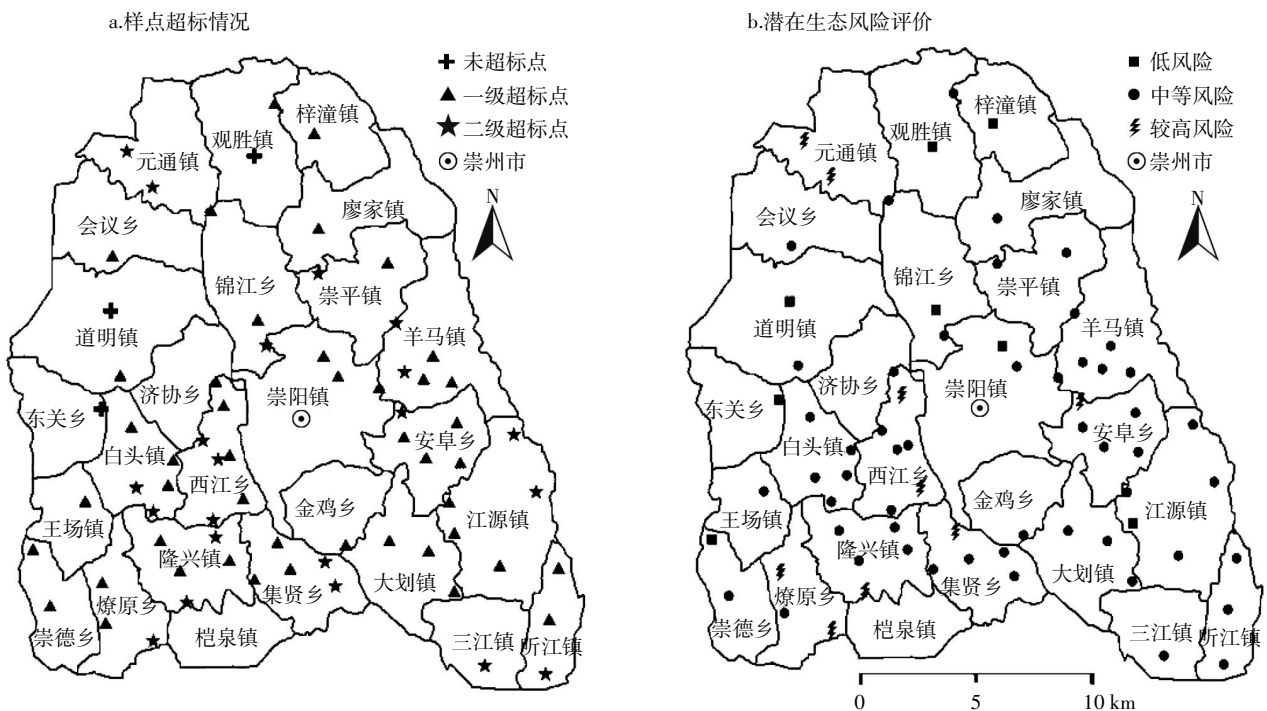


图2 研究区土壤镉超标状况及潜在生态风险评价结果图

Figure 2 Map for soil Cd pollution status and potential ecological risks

13.33%;样点二级超标率也明显高于其他母质类型;灰色冲积物发育的土壤镉平均含量略低于二级标准,但29个样点中约有四分之一样点的镉含量已超过二级标准;紫色冲积物发育的土壤镉平均含量最低,各样点均未超过二级标准。

不同土属类别中,由紫灰色冲积物发育而来的潜育灰潮田和渗育灰棕潮田土壤镉平均含量存在显著差异(表2),其中潜育灰潮田镉平均含量高出渗育灰棕潮田43.75%。由于土属类别既可反映区域性的成土母质类型因素,也可反映同一土类不同发育阶段在成土过程上的差异,不同土属镉含量的显著差异表明研究区成土过程差异对土壤镉含量也具有显著的影响。

2.3.2 农地利用方式

从不同农地利用方式来看(表2),种植园艺植物的园地土壤镉含量最高,平均值为 $0.39\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,高出国家土壤环境质量二级标准30.00%,样点超标率达到45.45%,也远高于其他农地利用方式。其次是研究区两种典型的农地方式下土壤镉含量较高,水稻-小麦轮作和水稻-油菜轮作方式下土壤镉含量分别为 0.35 、 $0.32\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别超过二级标准16.67%和6.67%。其他3种农地利用方式下土壤镉平均含量尚未超过二级标准。方差分析结果表明,不同农地利用方式下土壤镉平均含量差异显著,这与不同农地方式上肥料、农药施用差异等因素有关。其中,种植园艺植

物的园地土壤镉平均含量与水稻-小麦轮作差异不明显,但与其他几种农地利用方式差异显著,这与该用地方式下肥料和农药的施用量有关。研究区园艺植物用地主要以种植移栽至此的高大乔木和灌木为主,其化肥、农家肥及农药的施用量远高于其他用地方式。两种典型的农地利用方式下镉含量差异不显著,但水稻-小麦轮作镉含量略高于水稻-油菜轮作,其样点超标率也高出水稻-油菜轮作11.36%。有研究表明^[31-32],成都平原区油菜体内镉含量略高于小麦,同时油菜的生物量大于小麦。因此,研究区两种典型农地利用方式下收获物生物量差异以及油菜小麦对土壤镉的吸收量差异可能是导致两种用地方式土壤镉含量差异的原因之一。

2.3.3 水系

以境内最大的河流西河和金马河为中心,生成两条河流的缓冲距离,分析水系对土壤镉含量的影响。结果表明(图3a),在距离河流4 km范围内,土壤镉含量随着距离的增加呈下降趋势,其中2 km范围内下降幅度尤其明显。分段统计表明(表3),距离水系2 km范围内土壤镉平均含量均超过二级标准,其中1 km范围内样点平均值高达 $0.45\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于其他距离段,3 km范围内样点二级超标率明显大于3 km外。这说明,研究区水系分布对土壤镉含量有较大的影响。

有研究表明^[13],成都平原西部土壤镉背景平均值达到 $0.258\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (水系沉积物测量分析值,下同),

表2 不同影响因素下土壤镉含量统计特征

Table 2 Statistical characteristics of soil Cd content by different factors

影响因素	因素类别	样点数	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	极小值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	极大值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	标准差/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	变异系数/%	二级超标率/%
母质	灰色冲积物	29	0.29bc	0.16	0.65	0.09	30.24	24.14
	再积黄壤	22	0.34b	0.20	0.65	0.10	29.96	36.36
	紫灰冲积物	14	0.42a	0.20	0.77	0.16	37.46	42.86
	紫色冲积物	4	0.22c	0.19	0.25	0.03	12.31	0.00
土属	渗育灰潮田	29	0.29bc	0.16	0.65	0.09	30.24	24.14
	潜育黄泥田	22	0.34b	0.20	0.65	0.10	29.96	36.36
	潜育灰潮田	10	0.46a	0.16	0.24	0.77	166.31	40.00
	渗育灰棕潮田	4	0.32bc	0.20	0.39	0.09	26.89	50.00
	潜育紫潮田	4	0.22c	0.19	0.25	0.03	12.31	0.00
农地利用方式	水稻-油菜	24	0.32ab	0.20	0.63	0.10	30.52	25.00
	水稻-小麦	22	0.35a	0.19	0.77	0.13	35.75	36.36
	园艺植物	11	0.39a	0.20	0.65	0.16	40.61	45.45
	水稻-其他	4	0.24b	0.20	0.32	0.06	23.41	25.00
	油菜-玉米	4	0.24b	0.16	0.33	0.07	28.64	25.00
	蔬菜用地	4	0.26ab	0.20	0.29	0.04	16.32	0.00

注:平均值列中,同一影响因素下具有相同字母表示该均值差异不显著($P>0.05$)。下同。

研究区西北部毗邻的龙门山构造带镉背景平均值达到 $0.376 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而崇州市西北部的石炭系(C)、泥盆系(D)、震旦系(Z)集中分布出露区镉背景平均含量高达 $0.659 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。也有研究表明^[33],长江流域四川段各流域中,岷江水系一级阶地和水系沉积物中镉含量分别为 0.27 、 $0.53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,明显高于长江流域四川段的其他支流。上述因素导致了由岷江水系形成的都江堰至本研究区北部元通镇的冲积扇群及湔江冲积扇群上土壤中镉出现明显的富集特征^[13],而且近年来,岷江水系成都段河流表层沉积物中镉含量也有明显增加的趋势^[34]。

本研究区属于岷江水系的自流灌溉区,主要受境内西河和金马两条主要河流的影响。研究区土壤镉的高含量值在较大程度上受到上述背景因素的影响,而与河流的距离能在一定程度上反映研究区内成土母质的沉积过程和后期的成土过程。因此,与水系的距离对区内土壤镉含量有较大的影响,影响范围为 4

km 左右(图 3a,表 3)。

2.3.4 交通公路

以研究区高速公路、国道、省道及县际公路为中心,生成研究区主要交通公路的缓冲距离,分析主要交通公路对土壤镉含量的影响。结果表明(图 3b),在距离交通公路 1.5 km 范围内,土壤镉含量随着距离的增加呈下降趋势,其中,1 km 范围内下降趋势明显。分段统计结果表明(表 3),500 m 范围内土壤镉含量平均值均已超过二级标准;其中,50 m 范围内土壤镉含量平均值高达 $0.42 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,明显高于其他距离段,100 m 范围内样点二级超标率远远高于其他距离段。有研究表明^[20],成都经济区大气沉降对土壤镉的贡献率可达到 86%。本研究结果进一步表明,由交通公路产生的大气沉降对土壤镉的影响范围主要在 1.5 km 左右。

2.4 主控因素分析

表 4 是采用不同影响因素对研究区土壤镉含量

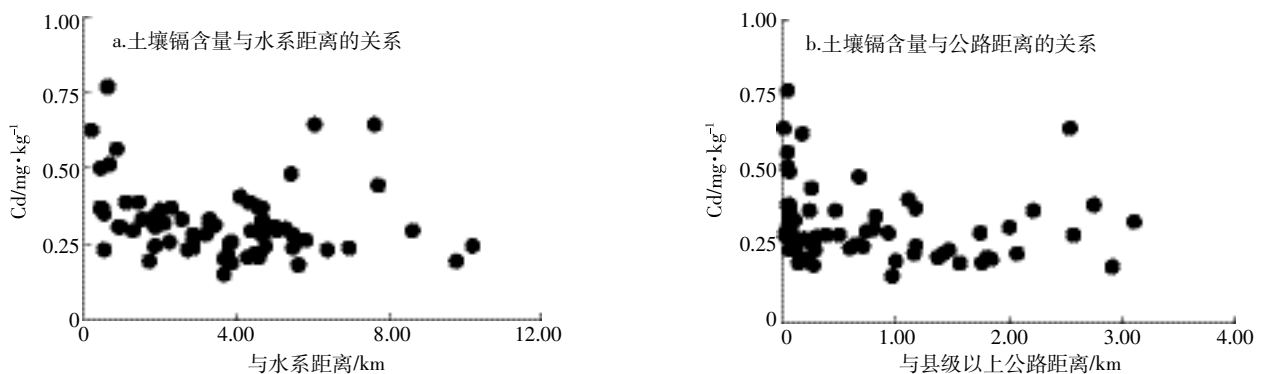


图 3 土壤镉含量与水系和公路距离的关系

Figure 3 Soil Cd contents at different distances from main traffic roads and rivers

表 3 与水系、公路不同距离段内土壤镉含量统计特征

Table 3 Statistical characteristics of soil Cd at different distances from main traffic roads and rivers

影响因素	距离/m	样点数	平均值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	极小值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	极大值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	标准差/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	变异系数/%	二级超标率/%
水系	<1000	11	0.45a	0.24	0.77	0.16	35.53	36.36
	1000~2000	9	0.32b	0.20	0.39	0.06	20.03	55.56
	2000~3000	8	0.29b	0.23	0.38	0.05	17.77	37.50
	3000~4000	11	0.26b	0.16	0.34	0.06	22.84	9.09
	4000~5000	15	0.30b	0.21	0.41	0.07	22.75	26.67
	>5000	15	0.34b	0.19	0.65	0.15	44.32	26.67
主要交通公路	<50	14	0.42a	0.25	0.77	0.15	36.65	42.86
	50~100	10	0.32ab	0.25	0.39	0.04	13.30	60.00
	100~500	15	0.31b	0.20	0.63	0.11	36.40	6.67
	500~1000	10	0.29b	0.16	0.49	0.09	30.84	30.00
	1000~1500	7	0.29b	0.22	0.41	0.08	26.62	14.29
	>1500	13	0.30b	0.19	0.65	0.13	41.37	30.77

表 4 不同影响因素下土壤镉含量的回归分析结果
Table 4 Regression analysis of soil Cd and different factors

影响因素	相关系数 <i>R</i>	决定系数 <i>R</i> ²	校正决定系数 Adjusted <i>R</i> ²	<i>F</i> 值	Sig.
土属类别	0.54	0.29	0.247 0	6.58	<0.01
成土母质	0.49	0.24	0.207 1	6.92	0.01
农地方式	0.41	0.16	0.126 2	4.27	<0.01
与水系距离	0.54	0.29	0.256 8	8.83	<0.01
与公路距离	0.38	0.15	0.105 8	3.68	0.02

进行回归分析的结果。从表 4 中各回归方程的校正决定系数可以看出,各影响因素对研究区土壤镉含量变异的独立解释能力大小为与水系距离>土属类别>成土母质>农地利用方式>与公路距离。其中,可体现自然地质过程的因素(与水系距离、土属类别和成土母质)对土壤镉含量变异的独立解释能力明显高于人为活动因素(农地利用方式和与公路距离)。

自然因素中,与水系的距离对土壤镉含量变异的独立解释能力为 25.68%,高于成土母质类型和土属类型的独立解释能力(表 4)。这主要是因为与水系的距离不仅反映了研究区成土母质沉积的先后过程,也能在一定程度上反映后期成土过程的影响,如成土过程中水分的变化情况,因此与水系的距离较成土母质类型和土属类型能揭示更多的地质背景信息,对土壤镉含量变异的独立解释能力更高。

人为活动因素中,农地利用方式对土壤镉含量变异的独立解释能力为 12.62%,高于交通道路的影响。这是因为农地利用方式是在面域上对土壤镉含量产生影响,交通道路则主要是其沿线范围内对土壤镉含量产生影响(表 3、图 3b)。由于研究区交通路网密度较大,也能在该区域独立解释土壤镉含量 10.58%的变异。

上述分析结果表明,研究区土壤镉为自然地质过程和人为活动因素共同作用所致,与前人研究的初步推断一致^[13,19-21]。本研究结果进一步表明,自然地质过程对研究区土壤镉含量的主控作用总体上大于人为活动因素。

考虑到水系分布较母质类型和土属类型能反映更多的区域地质过程信息以及其对土壤镉含量的影响范围,采用方差分析对距离水系 4 km 前后两个距离段内各因素对土壤镉的影响程度进行分析。结果表明(表 5),在距离水系 4 km 范围内,土属类别、母质、与水系距离和交通道路对土壤镉含量均有显著的影响,农地利用方式的影响则不显著;从各因素的组间

表 5 不同水系距离段内各影响因素对土壤镉含量影响的方差分析
Table 5 ANOVA for effects of different factors on soil Cd

与水系 距离/m	影响因素	组间方差	组内方差	组间方差 贡献率/%	<i>F</i> 值	Sig.
<4000	土属类型	1.76	2.30	43.39	6.51	0.00
	母质类型	1.42	2.64	34.94	6.27	0.00
	与水系距离	1.58	2.48	38.87	7.42	0.00
	农地方式	0.84	3.22	20.77	1.73	0.16
	与公路距离	1.29	2.77	31.85	3.08	0.02
>4000	土属类型	0.31	1.97	13.63	2.05	0.15
	母质类型	0.31	1.97	13.63	2.05	0.15
	与水系距离	0.00	2.28	0.06	0.02	0.90
	农地方式	0.54	1.74	23.59	1.42	0.25
	与公路距离	0.46	1.82	20.29	1.17	0.35

方差贡献率来看,自然地质过程因素对土壤镉含量的影响程度大于人为活动因素。而在距离水系 4 km 之外,各因素对土壤镉含量的影响差异不显著;但从各因素的组间方差贡献率可以看出,农地利用方式和交通道路的组间方差贡献率分别为 23.59%和 20.29%,明显大于土属类别、母质类型和与水系的距离。这进一步表明,自然地质过程和人为活动因素对研究区土壤镉含量主控作用的程度大小在距离水系 4 km 前后发生改变;距离水系 4 km 范围内自然地质过程的主控作用明显大于人为活动因素,而距离水系 4 km 之外,人为活动因素则成为最重要的控制因素。

3 结论

(1)研究区土壤总体处于微酸性,土壤 pH 值平均为 6.46。土壤镉含量在 0.16~0.77 mg·kg⁻¹ 之间,平均为 0.33 mg·kg⁻¹,高出国家土壤环境质量二级标准 10%,样点超标率 30.43%。研究区土壤镉总体上处于中等程度的潜在生态风险,对人体的致癌风险尚处于可接受的范围。

(2)成土母质、土属类型、水系分布、农地利用方式和主要交通道路分布对研究区土壤镉含量均有显著的影响,对土壤镉含量变异的独立解释能力分别为 20.71%、24.70%、25.68%、12.62%和 10.58%,即研究区土壤镉受自然地质过程和人为活动因素共同作用影响,自然地质过程对土壤镉含量的主控作用总体上大于人为活动因素。其中,水系主要在其 4 km 范围内对土壤镉含量有显著的影响,交通道路的影响范围在 1.5 km 左右。

(3)自然地质过程和人为活动因素对研究区土壤

镉含量的主控作用程度大小在距离水系4 km前后发生改变。距离水系4 km范围内,自然地质过程的主控作用明显大于人为活动因素,而距离水系4 km之外,人为活动因素则成为最重要的控制因素。各因素的交互影响则有待进一步分析。

针对研究区土壤镉含量的影响因素,可对高镉背景的土壤采用调节pH值等方法使其钝化以减少作物对镉的吸收,在主要交通道路两侧合理规划防护林带减小交通对土壤镉污染的影响范围,合理使用化肥和农药,多用生物有机肥和高效低毒农药,以防止区域土壤镉污染的进一步加剧。

参考文献:

- [1] Suthar S, Nema A K, Chabukdhara M, et al. Assessment of metals in water and sediment of Hindon River, India; Impact of industrial and urban discharges[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 171(1-3): 1088-1095.
- [2] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. *The Science of the Total Environment*, 2003, 3(11): 205-219.
- [3] 朱美玲, 庞奖励, 张卫青, 等. 洛川塬区典型农业土壤与苹果土壤重金属分布调查与评价[J]. 农业系统科学与综合研究, 2009, 25(2): 142-146.
- ZHU Mei-ling, PANG Jiang-li, ZHANG Wei-qing, et al. Investigation and assessment on heavy metals of agricultural soil and apple orchard soil in Luochuan[J]. *System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture*, 2009, 25(2): 142-146.
- [4] 金昭贵, 周明忠. 遵义松林 Ni-Mo 矿区耕地土壤的镉砷污染及潜在生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(12): 2367-2373.
- JIN Zhao-gui, ZHOU Ming-zhong. An assessment on contamination and potential ecological risk of cadmium and arsenic in the cultivated soils around the Ni-Mo Mining area in Songlin, Zunyi, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(12): 2367-2373.
- [5] 郭伟, 赵仁鑫, 张君, 等. 内蒙古包头铁矿区土壤重金属污染特征及其评价[J]. 环境科学, 2011, 32(10): 3100-3105.
- GUO Wei, ZHAO Ren-xin, ZHANG Jun, et al. Distribution characteristic and assessment of soil heavy metal pollution in the iron mining of Baotou in Inner Mongolia[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(10): 3100-3105.
- [6] Yang Z F, Wang Y, Shen Z Y, et al. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 166(2-3): 1186-1194.
- [7] Seregin I V, Ivanov V B. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants[J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2001, 48: 523-544.
- [8] Satarug S, Baker J R, Urbenjapol S, et al. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population[J]. *Toxicology Letters*, 2003, 137(1/2): 65-83.
- [9] 叶寒青, 杨祥良. 环境污染镉毒性作用机理研究进展[J]. 广东微量元素科学, 2001, 8(3): 9-12.
- YE Han-qing, YANG Xiang-liang. The research progress of toxicity mechanism of environmental pollutant of cadmium[J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2001, 8(3): 9-12.
- [10] Eneman J D, Potts R J, Osier M, et al. Suppressed oxidant induced apoptosis in cadmium adapted alveolar epithelial cells and its potential involvement in cadmium carcinogenesis[J]. *Toxicology*, 2000, 147: 215-228.
- [11] World Health Organization(WHO). Trace elements in human nutrition and health[M]. Geneva: World Health Organization, 1996.
- [12] 刘意章, 肖唐付, 宁增平, 等. 三峡库区巫山建坪地区土壤镉等重金属分布特征及来源研究[J]. 环境科学, 2013, 34(6): 2391-2398.
- LIU Yi-zhang, XIAO Tang-fu, NING Zeng-ping, et al. Cadmium and selected heavy metals in soils of Jianping Area in Wushan County, the Three Gorges region: Distribution and source recognition[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(6): 2391-2398.
- [13] 朱礼学. 成都平原西部土壤中镉的分布与镉污染[J]. 四川环境, 2001, 20(2): 41-43, 47.
- ZHU Li-xue. Distribution and pollution of cadmium in soils of west Chengdu Plain[J]. *Sichuan Environment*, 2001, 20(2): 41-43, 47.
- [14] 刘红樱, 谢志仁, 陈德友, 等. 成都地区土壤环境质量初步评价[J]. 环境科学学报, 2004, 24(2): 297-303.
- LIU Hong-ying, XIE Zhi-ren, CHEN De-you, et al. Primary assessment of Environmental quality of soils in Chengdou area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(2): 297-303.
- [15] 谭婷, 王昌全, 李冰, 等. 成都平原土壤铅污染及其评价[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(1): 71-75.
- TAN Ting, WANG Chang-quan, LI Bing, et al. Pollution and evaluation of Pb in soil in Chengdu plain[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, 14(1): 71-75.
- [16] 李富华. 成都平原农用地土壤重金属污染现状及防治对策[J]. 四川环境, 2009, 28(4): 60-64.
- LI Fu-hua. Status quo of heavy metal pollution of agricultural soil in Chengdu plain and the control counter measures[J]. *Sichuan Environment*, 2009, 28(4): 60-64.
- [17] 李冰, 王昌全, 谭婷, 等. 成都平原土壤重金属区域分布特征及其污染评价[J]. 核农学报, 2009, 23(2): 308-315.
- LI Bing, WANG Chang-quan, TAN Ting, et al. Regional distribution and pollution evaluation of heavy metal pollution in topsoil of the Chengdu plain[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2009, 23(2): 308-315.
- [18] 施泽明, 倪师军, 张成江. 成都城郊典型蔬菜中重金属元素的富集特征[J]. 地球与环境, 2006, 34(2): 52-56.
- SHI Ze-ming, NI Shi-jun, ZHANG Cheng-jiang. The characteristics of heavy metal enrichment in representative vegetables in Chengdu[J]. *Earth and Environment*, 2006, 34(2): 52-56.
- [19] 谢淑云, 鲍征宇, 秦兵, 等. 成都盆地浅层土壤中元素来源研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(5): 896-900.
- XIE Shu-yun, BAO Zheng-yu, QIN Bing, et al. C-A fractal model and its application in distribution patterns and origin identification of ele-

- ments in top soils at Chengdu Basin, China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38(5):896-900.
- [20] 汤奇峰, 杨忠芳, 张本仁, 等. 成都经济区农业生态系统土壤镉通量研究[J]. 地质通报, 2007, 26(7):869-877.
- TANG Qi-feng, YANG Zhong-fang, ZHANG Ben-ren, et al. Cadmium flux in soils of the agroecosystem in the Chengdu economic region, Sichuan, China[J]. *Geological Bulletin of China*, 2007, 26(7):869-877.
- [21] 王英英, 钱 蜀, 邓星亮. 成都平原西部农业土壤中金属元素分布特征研究[J]. 三峡环境与生态, 2012, 34(5):11-14, 18.
- WANG Ying-ying, QIAN Shu, DENG Xing-liang. Investigation into heavy metals distribution in the farmland soils in the western of Chengdu plain[J]. *Environment and Ecology in the Three Gorges*, 2012, 34(5):11-14, 18.
- [22] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14:975-1001.
- [23] 陈乾坤, 刘 涛, 胡志新, 等. 江苏省西部湖泊表层沉积物中重金属分布特征及其潜在生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5):1044-1050.
- CHEN Qian-kun, LIU Tao, HU Zhi-xin, et al. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from the lakes of West Jiangsu Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5):1044-1050.
- [24] 石占飞, 王 力. 神木矿区土壤重金属含量特征及潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(6):1150-1158.
- SHI Zhan-fei, WANG Li. Contents of soil heavy metals and evaluation on the potential pollution risk in Shenmu mining area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(6):1150-1158.
- [25] 车 飞, 于云江, 胡 成, 等. 沈抚灌区土壤重金属污染健康风险初步评价[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7):1439-1443.
- CHE Fei, YU Yun-jiang, HU Cheng, et al. Preliminary health risk assessment of heavy metals in soil in Shen-fu Irrigation Area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(7):1439-1443.
- [26] U S EPA. EPA/540/1-89/002, Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A)[S]. 1989:35-52.
- [27] U S EPA. EPA/540/1-86/060, Superfund public health evaluation manual[S]. 1986:1-52.
- [28] 李丽霞, 郜艳晖, 张 瑛. 哑变量在统计分析中的应用[J]. 数理医药学杂志, 2006, 19(1):51-53.
- LI Li-xia, GAO Yan-hui, ZHANG Ying. The application of dummy variable in statistics analysis[J]. *Journal of Mathematical Medicine*, 2006, 19(1):51-53.
- [29] 姚廷伸. 川西平原农业经济自然区冲积性水稻土及粮食作物(小麦、大米)中十一种化学元素背景值的研究[J]. 四川师范大学学报(自然科学版), 1987(增刊):1-67.
- YAO Ting-shen. Study on the background values of the 11 geochemical elements of alluvial paddy soil and food crops(wheat and rice) in the agricultural natural areas of West Sichuan Plain[J]. *Journal of Sichuan Normal University(Natural Science)*, 1987(Suppl):1-67.
- [30] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991, 12(4):12-19.
- WEI Fu-sheng, CHEN Jing-sheng, WU Yan-yu, et al. Study on soil background value of China[J]. *Environmental Science*, 1991, 12(4):12-19.
- [31] 王昌全, 代天飞, 李 冰, 等. 稻麦轮作下水稻土重金属形态特征及其生物有效性[J]. 生态学报, 2007, 27(3):889-897.
- WANG Chang-quan, DAI Tian-fei, LI Bing, et al. The speciation and bioavailability of heavy metals in paddy soils under the rice-wheat cultivation rotation[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(3):889-897.
- [32] 代天飞, 王昌全, 李 冰. 油菜各部位对土壤中活性态重金属的累积特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊2):471-475.
- DAI Tian-fei, WANG Chang-quan, LI Bing. Accumulation characters of heavy metals at different parts of rape growing at various soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(Suppl2):471-475.
- [33] 黄修保, 严如忠, 龚 敏. 长江流域四川段 Cd 异常源追踪[J]. 成都理工大学学报(自然科学版), 2010, 37(1):103-109.
- HUANG Xiu-bao, YAN Ru-zhong, GONG Min. Tracing of Cd anomalous source along the Sichuan section of the Yangtze valley in China[J]. *Journal of Chengdu University of Technology(Science & Technology Edition)*, 2010, 37(1):103-109.
- [34] 杨 菊, 倪师军, 蒋雅丽. 岷江(成都河段)水系沉积物中重金属污染监测与评价[J]. 地球与环境, 2010, 38(1):59-62.
- YANG Ju, NI Shi-jun, JIANG Ya-li. Evaluation of the heavy metals pollution in the surface sediments in Chengdu section of the Min River[J]. *Earth and Environment*, 2010, 38(1):59-62.