

doi: 10. 11720/wtyht. 2020. 1362
谢薇,杨耀栋,侯佳渝,等. 天津蔬菜主产区土壤中镉的有效性及其关键调控因子研究[J]. 物探与化探,2020,44(4):855-862. [http://doi.org/10. 11720/wtyht. 2020. 1362](http://doi.org/10.11720/wtyht.2020.1362)
Xie W, Yang Y D, Hou J Y, et al. Availability and key regulator of cadmium in soil of main vegetable production areas in Tianjin[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2020, 44(4): 855-862. [http://doi.org/10. 11720/wtyht. 2020. 1362](http://doi.org/10.11720/wtyht.2020.1362)

天津蔬菜主产区土壤中镉的有效性 及关键调控因子研究

谢薇¹, 杨耀栋¹, 侯佳渝², 菅桂芹¹, 李国成¹, 赵新华¹

(1. 天津市地质矿产测试中心, 天津 300191; 2. 天津市规划和自然资源局地质事务中心, 天津 300042)

摘 要: 在天津蔬菜主产区配套采集土壤与农作物样品,运用相关分析和主成分分析等方法对土壤中有效 Cd 的含量、影响因素及关键调控因子进行研究。结果表明:研究区土壤样品中 Cd 的含量范围为 $0.21\times10^{-6}\sim1.03\times10^{-6}$, 平均值为 0.47×10^{-6} , 超过风险筛选值(GB15618-2018)的比例为 28%;有效 Cd 的含量范围 $0.05\times10^{-6}\sim0.48\times10^{-6}$, 平均值为 0.14×10^{-6} 。农作物样品中 Cd 含量均低于 0.05×10^{-6} , 满足食品安全要求(GB2762-2017)。农作物中 Cd 含量与土壤中 Cd 含量、有效 Cd 含量分别呈极显著正相关关系($p<0.01$)。土壤有效 Cd 含量与 pH、CEC、黏粒含量呈负相关($p<0.01$), 与有效 P 含量呈正相关($p<0.01$), 而与有机质和 Eh 没有明显相关性。结合主成分分析及线性回归分析结果可以推断,土壤 Cd 含量是 Cd 生物有效性的主控因子。

关键词: 天津;菜地;有效镉;影响因素

中图分类号: P632 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-8918(2020)04-0855-08

0 引言

蔬菜是人类饮食结构的重要组成部分,是人体必需的各种矿物质元素和维生素的主要来源之一。蔬菜的质量安全与土壤状况有着密切联系,重金属在土壤中的累积不仅影响蔬菜生长和品质,还通过食物链危及人体健康^[1]。Cd 是一种有毒的重金属元素,已先后被美国毒理委员会列为第 6 位危及人体健康的有毒物质,被国际癌症研究机构归类为第一致癌物,同时,在联合国环境规划署提出的 12 种具有全球性意义的危险化学物质中,Cd 也被列为首位^[2]。

由于 Cd—土壤—植物存在复杂的动态相互作用,只有部分 Cd 能被植物吸收利用^[3],因此,对土壤中 Cd 的全量进行研究,并不能很好地解释其生态风险。Cd 的生物有效性及其风险主要取决于有

效态的含量^[4],研究土壤中 Cd 的生物有效性及其影响因素对揭示 Cd 迁移规律和生物的毒害作用具有更实际的意义。已有学者对土壤有效 Cd 的影响因素进行了相关研究,如邓朝阳等^[5]的研究成果表明,pH 是土壤有效性最活跃的一个影响因素,有机质次之;袁波等^[6]认为 Cd 全量是有效态含量的主要影响因素;而张水勤等^[7]的研究则表明有效 P 是 Cd 生物有效性的关键调控因子。

已有的研究中在选取有效 Cd 的影响因子时不尽相同,而且多是基于相关分析结果的显著性来分析评价因子影响力的大小。本研究在上述研究基础上,同时考虑了有效 P、pH、有机质、CEC、Eh 和黏粒等多种因素,并采用主成分分析、因子轴正交旋转等方法综合分析各影响因子对土壤中有效 Cd 含量的影响,以期筛选出影响有效 Cd 的关键性调控因素,为土壤污染治理及绿色蔬菜供给提供科学依据。

收稿日期: 2019-07-15; 修回日期: 2020-01-17
基金项目: 天津市财政资金项目“富硒土地地球化学特征及开发潜力研究”
作者简介: 谢薇(1987-),女,辽宁人,硕士,高级工程师,研究方向为地球化学。Email:Chinav2012@163.com
通讯作者: 杨耀栋(1982-),男,内蒙古人,硕士,高级工程师,主要研究方向为地球化学。Email:fivess@139.com

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西青区是天津市的 4 个环城区之一,地处天津市西南部,位于北纬 38°51′~39°51′,东经 116°51′~117°20′,总面积 570.8 km²。境内地势低平,大致西北部较高,海拔约 5 m;东南部略低,海拔约 2.5 m。西青区属暖温带半湿润气候,四季分明,年均气温 11.6 ℃。本次研究区主要位于西青区西北部,面积约为 62 km²,是天津市主要的蔬菜生产基地。

1.2 样品采集与加工

土壤点位布设主要结合土地利用现状,兼顾代表性和均匀性原则布置,共采集表层土壤样品 40 件(图 1)。表层样点主要位于菜地,采样深度为 0~20 cm,每个样点由 4~5 个子样点组成,子样点要求土壤类型一致,且均在中心采样点 20~50 m 范围内。各子样等份均匀混合后用四分法取 1~2 kg 装入干净样品袋中。采样时避开沟渠、林带、田埂、路边、旧房基、粪堆及微地形高低不平无代表性地段。

野外采回的土壤样品置于干净整洁样品架上自然风干。风干过程中,适时翻动,并将大土块用木棒敲碎以防止粘结成块,同时剔除土壤以外的杂物。风干后的样品平铺在制样板上,用木棍碾压,并将植物残体、石块等侵入体和新生体剔除干净。压碎的土样全部通过孔径 2 mm 的尼龙筛。未过筛的土粒重新碾压过筛,直至全部样品通过 2 mm 孔径筛为止。过筛后土壤样品经混匀后,取 200 g 装入牛皮纸袋作为分析样品,另取至少 300 g 装入干净塑料瓶作为副样保存。

农作物样品与土壤样品同步采集,仅采集农作物的可食用部分,共采集农作物样品 40 件,包括蔬菜样品 35 件,玉米样品 5 件。每件样品由 10 个子样混合为 1 件样品,每件样品总质量大于 3 kg。

农作物样品先剔除已萎蔫部分后,用自来水和蒸馏水依次清洗样品,清洗干净、擦干后立即称其鲜样质量。然后将鲜样置于冷冻干燥机中进行冷冻干燥,待样品完全干燥后,称重,计算干湿比。干样用高速破碎机制成粉样后,放入牛皮纸袋中,置于干燥器内保存,备用。

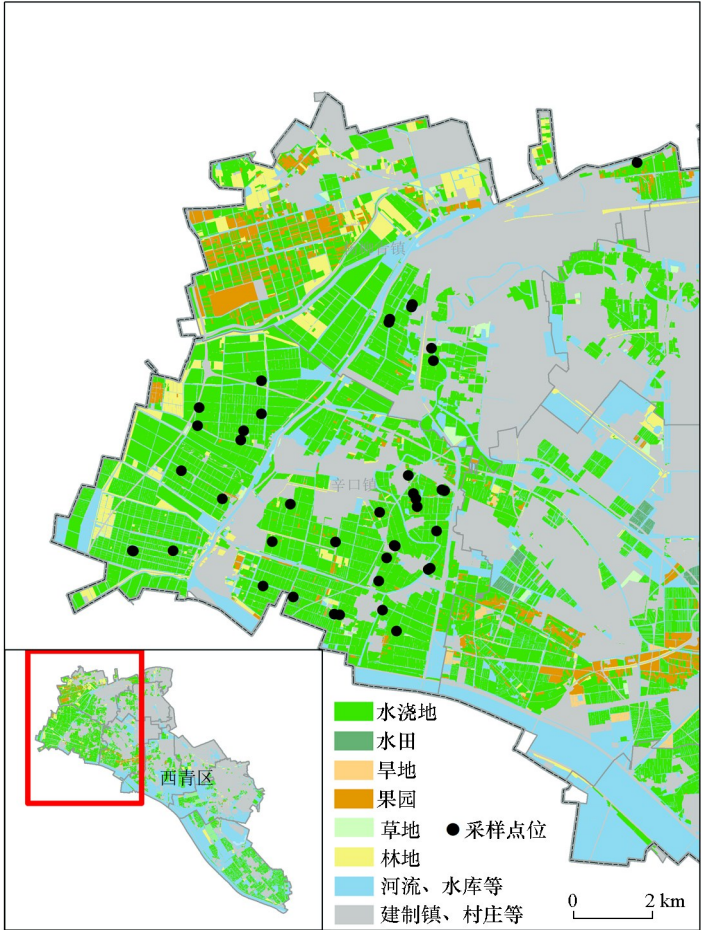


图 1 采样点位示意

Fig. 1 Sampling position in the study area

1.3 样品测试分析

土壤 Cd 全量测定参考 GB/T 17140-1997,采用盐酸—硝酸—氢氟酸—高氯酸全消解法,ICP-MS 测定;土壤有效 Cd 含量测定参考 GB/T 23739-2009,采用 DTPA 浸提法,ICP-MS 测定;农作物样品中 Cd 含量测定参考 GB/T 5009. 15-2003,采用硝酸—高氯酸消解,ICP-MS 测定;土壤有效 P 测定参照 LY/T 1233-1999,采用碳酸氢钠浸提法测定;土壤 pH 值测定参照 LY/T1239-1999,采用电位法测定;有机质含量测定参照 LY/T 1237-1999,采用重铬酸钾氧化—外加热法测定;CEC 测定参照 LY/T 1243-1999,采用氯化铵—乙酸铵交换法测定;Eh 测定参照 HJ746-2015,采用电位法测定;粒径分析参照 NY/T 1121. 3-2006,采用比重计读数法测定。土壤 Cd 全量和有效 Cd 分析中插入国家标准物质 GBW07454 和 GBW07461;土壤有机质和 CEC 测定时插入标准物质 GBW07460 和 GBW07458;蔬菜 Cd 含量分析时插入标准物质 GBW1011。本次所有样品分析均满足《生态地球化学评价样品分析技术要求(试行)(DD2005-03)》和《土地质量地球化学评价规范(DZ/T0295-2016)》中的质量要求。

1.4 数据处理

采用美国 Microsoft Excel 2007 软件进行数据的统计分析,美国 IBM SPSS Statistics 19 软件进行数据的相关性及主成分分析,采用美国 ESRI Arcgis 10.2 软件进行图件绘制。

2 结果与讨论

2.1 表层土壤中镉的含量特征

研究区土壤样品中 Cd 的含量范围为 0. 21×

$10^{-6} \sim 1. 03 \times 10^{-6}$,平均值为 $0. 47 \times 10^{-6}$ 。与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(GB15618-2018)》中风险筛选值进行比较,所采集的表层土壤样品中有 28%的 Cd 含量超过了筛选值,但均低于管控值,表明研究区土壤已经存在 Cd 污染。黄顺生等^[8]的研究表明,南京郊区菜地土壤中 Cd 的平均含量为 $0. 32 \times 10^{-6}$;索琳娜等^[9]对北京市菜地土壤重金属现状分析得出,Cd 的平均含量为 $0. 24 \times 10^{-6}$;张怀志等^[10]的研究表明,潍坊市菜地 Cd 的平均值为 $0. 27 \times 10^{-6}$;贾锐鱼等发现^[11]西安市近郊菜园土壤中 Cd 含量大于 $0. 6 \times 10^{-6}$;可见,研究区土壤中 Cd 含量明显高于北京、南京和潍坊菜地,但低于西安市近郊菜园。

2.2 土壤中镉的生物有效性

表层土壤中有有效Cd的含量范围 $0. 05 \times 10^{-6} \sim 0. 48 \times 10^{-6}$,平均值为 $0. 14 \times 10^{-6}$ 。研究区土壤中有有效 Cd 的平均含量高于关中设施菜地^[12]和广汉市的稻田土壤,但明显低于德阳、绵竹和什邡市稻田土壤中有有效 Cd 含量^[12]以及广东林地土壤中有有效 Cd 含量^[13]。

采集的农作物样品中,芹菜的平均 Cd 含量最高,其次为青萝卜和青椒(表 1)。参照《食品安全国家标准 食品中污染物限量(GB2762-2017)》,40 件农作物样品中 Cd 含量均低于 $0. 05 \times 10^{-6}$,满足食品安全要求,进一步说明土壤 Cd 超标与农作物安全并无必然联系。运用简单相关分析农作物 Cd 含量与土壤 Cd 含量和有效 Cd 含量之间的关系,结果表明,农作物中 Cd 含量与土壤中 Cd 含量和有效 Cd 含量分别呈极显著正相关关系($p < 0. 01$)(图 2)。已有研究表明,农作物中 Cd 含量与土壤中 Cd 含量的相关性并不显著,而与 Cd 的有效态含量关系显

表 1 蔬菜中 Cd 含量统计

Table 1 Statistical values of cadmium in different vegetables

农作物种类	最小值/ 10^{-6}	最大值/ 10^{-6}	平均值/ 10^{-6}	标准差/ 10^{-6}	样本量
青萝卜	0. 003	0. 020	0. 010	0. 006	11
菜花	0. 001	0. 004	0. 002	0. 001	5
苜蓝	0. 003	0. 004	0. 003	0. 000	5
芹菜	0. 009	0. 024	0. 015	0. 007	4
大白菜	0. 006	0. 009	0. 007	0. 001	3
青椒	0. 006	0. 013	0. 010	0. 005	2
玉米	0. 003	0. 004	0. 003	0. 000	5
扁豆角			0. 005		1
豆角			0. 001		1
莴笋			0. 008		1
小白菜			0. 006		1
紫菜头			0. 002		1

注:蔬菜中含量为鲜重,玉米中含量为干重

著^[14-15]。也有研究发现,小白菜^[6]可食部位中 Cd 含量与土壤有效 Cd 含量的相关性在相关系数和显著性方面均优于其与土壤 Cd 含量的相关关系,但本研究中农作物 Cd 含量与土壤 Cd 含量和有效 Cd 含量的相关系数一致,可见,虽然土壤中有有效 Cd 含量能很好地反映蔬菜中 Cd 的潜在污染,预测食品中重金属安全性,但其仍受土壤 Cd 总量的控制,两者的相关系数高达 0.92($p<0.01$) (图 3)。

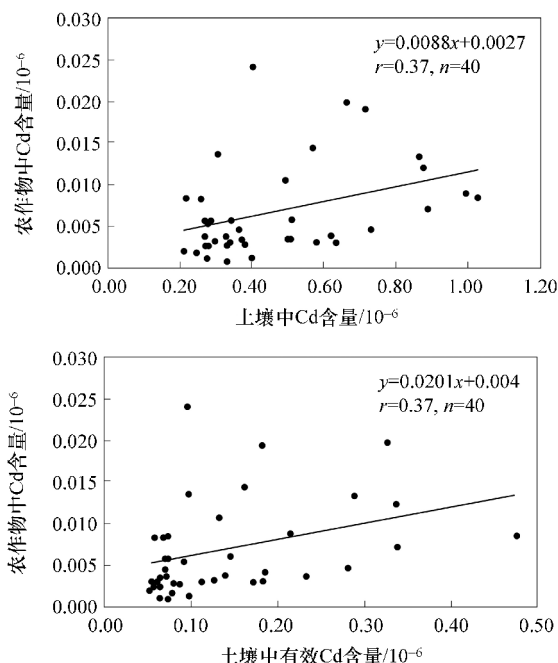


图 2 农作物中 Cd 含量与土壤中 Cd 含量和有效 Cd 含量的相关性

Fig. 2 The correlation between Cd content in crops and Cd content, available Cd content in soil

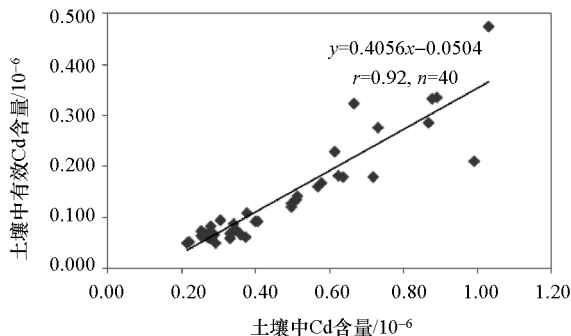


图 3 土壤中 Cd 含量与有效 Cd 相关性

Fig. 3 The correlation between Cd and available Cd in soil

2.3 有效 Cd 影响因子分析

运用相关分析分析土壤理化性质与有效 Cd 含量的关系发现,土壤有效 Cd 含量与 pH、CEC、黏粒含量呈负相关;与有效 P 含量呈正相关;而与有机质和 Eh 没有明显相关性(图 4)。

研究区土壤有效 Cd 含量与 pH、黏粒之间均存在显著的负相关关系($p<0.01$),原因可能是随着土壤 pH 值的降低,土壤中 H^+ 含量增加, Cd 的化合物、螯合物等稳定性降低,导致有效 Cd 含量增加^[16];土壤黏粒表面负电荷会随着 H^+ 含量增加而减少,因此,黏粒对 Cd 的吸附能力减弱,从而增加了 Cd 的有效性^[17]。

土壤 CEC 反映了土壤胶体的负电荷量,CEC 越高,负电荷量就越高,能够提供较多吸附点位来吸附 Cd 离子,因而通过静电吸引而吸附的 Cd 离子也就越高,从而降低了 Cd 的有效性^[18-19],因此,本研究中 CEC 与有效 Cd 呈显著的负相关($p<0.01$)。

土壤中磷酸盐易与 Cd^{2+} 形成 $CdHPO_4^0$ 、 $CdH_2PO_4^+$ 络合物或 $Cd_3(PO_4)_2$ 沉淀,降低 Cd 的有效性^[20-21]。本研究表明,研究区土壤中有有效 Cd 与有效 P 含量呈极显著正相关关系($p<0.01$),这可能是由于根系活化磷的过程中分泌的质子、低分子量有机酸等会降低 P 与 Cd 形成化合物的稳定性,释放出磷酸根离子和 Cd 离子,使有效 Cd 含量随有效 P 含量的增加而升高^[7, 22];另一方面,研究区土壤为石灰性土壤, Ca、P 所占比例较大, P 活化过程中, Ca 离子浓度增加,与 Ca 离子竞争阳离子吸附位点,从而使土壤中有有效 Cd 含量增加。

已有研究表明,有机质中低分子量的有机酸能够促进 Cd 的移动性和生物有效性,与 Cd 形成了较多易溶的络合物,增加了土壤溶液中 Cd 的浓度,从而提高了 Cd 的有效性^[23],但本研究中并未见二者的相关性。究其原因可能是有机质虽能活化土壤 Cd 元素,但是在高 pH 下效果并不非常显著^[24]。

Eh 是土壤中多种氧化物质与还原物质化学反应的综合体现,代表土壤氧化性、还原性的相对程度,是以电位反映土壤所处氧化还原状态的指标,也是影响重金属活性的关键因素^[25]。本研究中未能发现有效 Cd 与 Eh 的明显相关性,毛凌晨等^[26]在研究中也证实了这一点。Eh 的变化可以直接体现复杂的氧化还原反应过程,但该过程中有机质、铁锰氧化物、含硫化合物等土壤基质发生复杂变化^[27],而且会通过影响微生物行为,间接改变土壤 pH 和 CO_2 分压等,因此 Eh 变化诱导下各土壤指标对 Cd 的影响不能简单叠加^[27],目前无法建立 Eh 与有效 Cd 之间的量化关系。

2.4 有效 Cd 的主控因素分析

为进一步揭示土壤有效 Cd 的主控因素,以土壤有机质含量、pH、CEC、黏粒、土壤 Cd 及有效 Cd 含量等为影响因子进行主成分分析,结果见表 2。

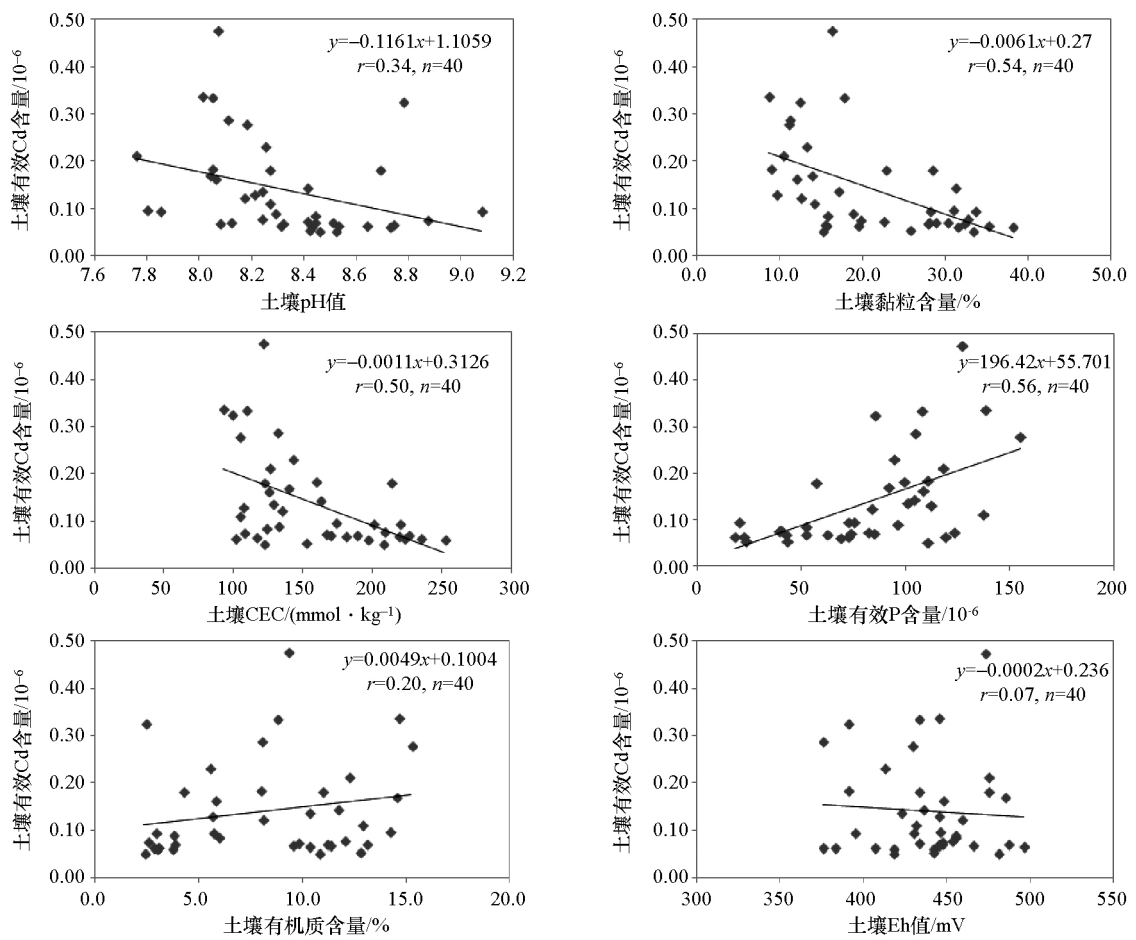


图 4 土壤有效 Cd 与各理化指标相关性
Fig. 4 The correlation between available Cd and physical and chemical indexes in soil

表 2 主成分分析特征及其贡献率
Table 2 Eigenvalues and proportion of principal component analysis

主成分	特征值	贡献率/%	累积贡献率/%
1	3.634	45.43	45.43
2	1.560	19.49	64.92
3	1.023	12.79	77.71
4	0.601	7.51	85.22
5	0.502	6.28	91.50
6	0.443	5.54	97.04
7	0.177	2.21	99.25
8	0.060	0.76	100.00

根据主成分分析原则,选择主成分时特征向量特征值应大于 1,累积方差贡献率应大于 80%,本研究选取前 3 个主成分进行分析,这 3 个主成分特征值分别是 3.634、1.560、1.023,各变量的方差贡献率分别为 45.43%、19.49%和 12.79%,所含信息量为总体信息量的 77.71%,接近 80%,足以解释原始信息。在主成分分析的基础上,选择前 3 个主成分进行因子轴正交旋转,结果如表 3 所示。土壤因子在各主成分上的载荷量大小反映因子在该主成分上的影响力大小,载荷量大的因子影响力大,是主要影

响因子,其正负则反映因子的复合性,从而可根据因子载荷量的大小及正负评价土壤各因子之间的关系。

以第 1 主成分 F1 为横坐标,第 2 主成分 F2 为纵坐标,以其所对应特征向量的 8 个分量为数据点,得到这 8 个指标的二维因子载荷图(图 5)。土壤 Cd、有效 Cd、pH 和有效 P 在主成分 1 上均有较大的载荷,其中土壤 Cd、有效 Cd 和有效 P 均为正载荷,pH 为负载荷,说明这 4 个因子具有较强的相关性,与相关性分析的结果一致,土壤 CEC 和黏粒在

表 3 最大方差法旋转成分矩阵

Table 3 Component Matrix with maximum variance rotation method

指标	F ₁ (主成分 1)	F ₂ (主成分 2)	F ₃ (主成分 3)
有效 Cd	0.847	-0.367	-0.063
全量 Cd	0.911	-0.259	0.001
有机质	0.218	-0.123	0.813
CEC	-0.204	0.910	-0.190
Eh	-0.140	-0.093	0.859
pH	-0.619	-0.109	-0.514
黏粒	-0.347	0.862	-0.013
有效 P	0.668	-0.293	0.125

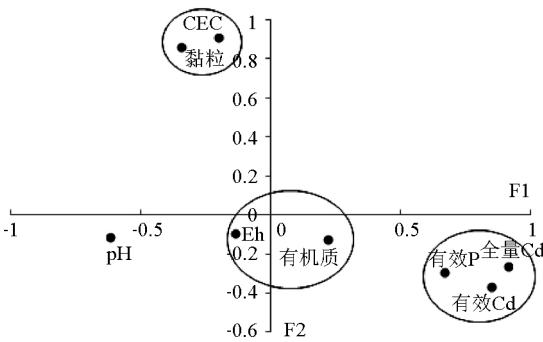


图 5 各指标在主成分 1 和 2 上的载荷
Fig. 5 Loading plots of various indicators in F₁ and F₂

主成分 2 上有较大的正载荷,这类指标主要受到土壤质地等因素的影响;有机质和 Eh 在主成分 1 和主成分 2 上载载荷量均较小,说明他们与第 1、第 2 主成分上载荷量较大的因子不相关,结合主成分分析及因子轴正交旋转结果可知,其主要被第 3 主成分所解释。

结合主成分分析结果,土壤有效 Cd 在第 1 主成分上占有的载荷为 0.847,低于土壤 Cd、高于 pH 和有效 P 所占载荷,结合各指标与有效 Cd 线性回归分析发现,土壤 Cd 与有效 Cd 的拟合效果最好,而理化性质中 pH 和有效 P 与有效 Cd 的拟合效果也较好,可以推断,土壤 Cd 含量是 Cd 生物有效性的主控因子,而 pH 和有效 P 也是土壤有效 Cd 的主要影响因子。袁波等^[6]的研究也表明,北碚区菜地土壤中 Cd 全量是有效态的主要影响因素;邓朝阳等^[5]对不同性质土壤中 Cd 形态影响因素的分析表明,土壤 Cd 与有效 Cd 呈显著的正相关性;张水勤等^[7]的研究认为有效 P 是有效 Cd 的关键性调控因子;但该研究中并未将土壤 Cd 全量作为影响因素考虑。

3 结论

1) 研究区土壤样中 Cd 的含量范围为 0.21×

10⁻⁶~1.03×10⁻⁶,平均值为 0.47×10⁻⁶,其中有 28% 的土壤样品超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(GB15618-2018)》中筛选值。

2) 参照《食品安全国家标准 食品中污染物限量(GB2762-2017)》,研究区采集的 40 件植物样品均低于 0.05×10⁻⁶,满足食品安全要求。

3) 土壤有效 Cd 含量与 pH、CEC、黏粒含量呈显著负相关($p<0.01$);与有效 P 含量呈正相关($p<0.01$);而与有机质和 Eh 没有相关性。

4) 结合主成分分析和因子轴正交旋转结果,研究区土壤 Cd 全量是 Cd 生物有效性的主控因子。

参考文献 (References):

[1] 谢薇,杨耀栋,侯佳渝. 天津某菜地土壤—蔬菜中硒与重金属含量特征及绿色富硒蔬菜筛选[J]. 环境化学, 2018, 37(12): 2790-2799.

Xie W, Yang Y D, Hou J Y. Characteristics of selenium and heavy metals concentrations in soils and vegetables and screening of green selenium-enriched vegetables in a base of Tianjin [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(12): 2790-2799.

[2] Arnfalk P, Wasay S A, Tokunaga S. Comparative study of Cd, Cr, Hg, and Pb uptake by minerals and soil materials [J]. Water, Air and Soil Pollution, 1996, 87(3): 131-148.

[3] Impellitteri C A, Saxe J K, Cochran M, et al. Predicting the bioavailability of copper and zinc in soils: Modeling the partitioning of potential bioavailable copper and zinc from solid to soil solution [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2003, 22(6): 1380-1386.

[4] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京:科学出版社, 2002:79-134.

Chen H M. Behavior of chemical substances in soils and environmental quality [M]. Beijing: Science Press, 2002: 79-134.

[5] 邓朝阳,朱霞萍,郭冰,等. 不同性质土壤中镉的形态特征及其影响因素[J]. 南昌大学学报:工科版, 2012, 34(4): 341-346.

Deng Z Y, Zhu X P, Guo B, et al. Distribution and influence factors of Cd speciation on th soil with different properties [J]. Journal of Nanchang University:Engineering & Technology, 2012, 34(4): 341-346.

[6] 袁波,傅瓦利,蓝家程,等. 菜地土壤铅、镉有效态与生物有

效性研究[J]. 水土保持学报, 2011, 25(5): 130-134.

Yuan B, Fu W L, Lan J C, et al. Study on the available and bio-availability of lead and cadmium in soil of vegetable plantation [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(5): 130-134.

[7] 张水勤, 王峰源, 姜慧敏, 等. 设施菜地土壤中速效磷是镉生物有效性的关键调控因子[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9): 1721-1727.

Zhang S Q, Wang F Y, Jiang H M, et al. Available phosphorus is a key regulator of cadmium phytoavailability in greenhouse soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(9): 1721-1727.

[8] 黄顺生, 华明, 金洋, 等. 南京郊区某菜地土壤镉污染水平及其来源调查[J]. 土壤通报, 2008, 39(1): 129-132.

Huang S S, Hua M, Jin Y, et al. Investigation of cadmium pollution and its major sources in vegetable land in the suburb of Nan-jing city [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2008, 39(1): 129-132.

[9] 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.

Suo L N, Liu B C, Zhao T K, et al. Evaluation and analysis of heavy metals in vegetable field of Beijing [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(9): 179-186.

[10] 张怀志, 冀宏杰, 徐爱国, 等. 潍坊市菜地重金属调查与环境风险评价研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(12): 2154-2160.

Zhang H Z, Ji H J, Xu A G, et al. Investigation and environmental risk assessment of heavy metal elements in vegetable farmland of Weifang city [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(12): 2154-2160.

[11] 贾锐鱼, 林友红, 陈一国, 等. 西安市近郊菜园蔬菜重金属现状调查及评价[J]. 西安科技大学学报, 2012, 32(4): 486-489.

Jia R Y, Lin Y H, Chen Y G, et al. Analysis of heavy-metal contamination of vegetables in vegetable plot of Xi'an suburb [J]. Journal of Xi'an University of Science and Technology, 2012, 32(4): 486-489.

[12] 田效琴, 李卓, 刘永红. 成都平原农田镉污染情况及油菜镉吸收特征[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3): 496-506.

Tian X Q, Li Z, Liu Y H. Characteristics of cadmium uptake by rape grown in cadmium contaminated farmland on Chengdu plain [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(3): 496-506.

[13] 宫彦章, 刘月秀, 刘姝媛, 等. 广东省林地土壤有效态镉、镉含量及其与有机质和 pH 的关系[J]. 华南农业大学学报, 2011, 32(1): 15-18.

Gong Y Z, Liu Y X, Liu S Y, et al. Available Zn and Cd contents in relation to pH and Organic matter in forest soils of Guangdong province [J]. Journal of South China Agricultural University, 2011, 32(1): 15-18.

[14] Kachenko A G, Singh B. Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2006, 169(1-4): 101-123.

[15] Wallace A, Berry W L. Dose-response curves for zinc, cadmium, and nickel in combinations of one, two, or three [J]. Soil Science, 1989, 147(6): 401-410.

[16] 杜彩艳, 祖艳群, 李元. pH 和有机质对土壤中镉和锌生物有效性影响研究[J]. 云南农业大学学报, 2005, 20(4): 539-543.

Du C Y, Zu Y Q, Li Y. Effect of pH and organic matter on the bioavailability Cd and Zn in soil [J]. Journal of Yunnan Agricultural University, 2005, 20(4): 539-543.

[17] 普锦成, 符娟林, 章明奎, 等. 土壤性质对水稻土中外源镉与铅生物有效性的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(6): 2253-2258.

Pu J C, Fu J L, Zhang M K, et al. Effects of soil properties on the bioavailability of added cadmium and lead in paddy soils [J]. Ecology and Environment, 2008, 17(6): 2253-2258.

[18] 李玉萍, 刘晓端, 宫辉力. 土壤中铅铜锌镉的吸附特性[J]. 岩矿测试, 2007, 26(6): 455-459.

Li Y P, Liu X D, Gong H L. Adsorption characteristics of soils for lead, copper, zinc and cadmium [J]. Rock and Mineral Analysis, 2007, 26(6): 455-459.

[19] 陈江军, 刘波, 李智民, 等. 江汉平原典型场区土壤重金属赋存形态及其影响因素探讨[J]. 资源环境与工程, 2018, 32(4): 551-556.

Chen J J, Liu B, Li Z M, et al. Soil heavy metal occurrence and its influencing factors in typical areas in Jianghan plain [J]. Resources Environment & Engineering, 2018, 32(4): 551-556.

[20] Kirkham M B. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments [J]. Geoderma, 2006, 137(1): 19-32.

[21] 刘世亮, 崔海燕, 靳晓磊, 等. 磷锌配施对镉污染石灰性土壤中磷锌镉有效性的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(2): 623-626.

Liu S L, Cui H Y, Jie X L, et al. Effect of combined application phosphorus and Zn on availability of P, Zn, Cd in Cd contaminated calcareous soil [J]. Ecology and Environment, 2008, 17(2): 623-626.

[22] 聂艳丽, 郑毅, 林克惠. 根分泌物对土壤中磷活化的影响[J]. 云南农业大学学报, 2002, 17(3): 281-286.

Nie Y L, Zheng Y, Lin K H. Effect of root exudates on activation of phosphates in soils [J]. Journal of Yunnan Agricultural University, 2002, 17(3): 281-286.

[23] 余贵芬, 蒋新, 孙磊, 等. 有机质对土壤镉有效性的影响研究综述[J]. 生态学报, 2002, 22(5): 682-688.

Yu G F, Jiang X, Sun L, et al. A review for effect of organic substances on the availability of cadmium in soils [J]. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(5): 682-688.

[24] Almás A R, McBride M B, Singh B R. Solubility and lability of cadmium and zinc in two soils treated with organic matter [J]. Soil Science, 2000, 165(3): 250-259.

[25] Jörg R, Svetlana A, Tina F, et al. Nickel in a serpentine-enriched fluvisol: redox affected dynamics and binding forms [J]. Geoder-

ma, 2016, 263; 203–214.

[26] 毛凌晨, 叶华. 氧化还原电位对土壤中重金属环境行为的影响研究进展[J]. 环境科学研究, 2018, 31(10): 1669–1676.

Mao L C, Ye H. Influence of redox potential on heavy metal behavior in soils: a review [J]. Research of Environmental Sciences, 2018, 31(10): 1669–1676.

[27] Frohne T, Rinklebe J, Diaz-bone R A, et al. Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony [J]. Geoderma, 2011, 160(3–4): 414–424.

Availability and key regulator of cadmium in soil of
main vegetable production areas in Tianjin

XIE Wei¹, YANG Yao-Dong¹, HOU Jia-Yu², JIAN Gui-Qin¹, LI Guo-Cheng¹, ZHAO Xin-Hua¹
(1. Tianjin Geological Mineral Test Center, Tianjin 300191, China; 2. Geological Center of Tianjin Planning and Natural Resources Bureau, Tianjin 300042, China)

Abstract: Soil and crop samples were collected simultaneously from the main vegetable production areas of Tianjin. The concentration of available Cd, influence factors and key regulation factor were studied by correlation analysis and principal component analysis. The results show that the content of Cd in soil samples ranges from 0.21×10^{-6} to 1.03×10^{-6} , with an average of 0.47×10^{-6} , and the proportion exceeding the risk screening value (GB15618–2018) is 28%. The content of available Cd ranges from 0.05×10^{-6} to 0.48×10^{-6} , with an average of 0.14×10^{-6} . The Cd content in crop samples is lower than 0.05×10^{-6} , which meet the food safety requirements (GB2762–2017). The content of Cd in crops is positively correlated with Cd and available Cd in soil ($p<0.01$). Available Cd content is negatively correlated with pH, CEC and clay content ($p<0.01$), positively correlated with available P content ($p<0.01$), but not with organic matter and Eh. Combined with principal component analysis and linear regression analysis, it can be inferred that Cd content is the dominant factor of available Cd in soil.

Key words: Tianjin; vegetable field; available Cd; influence factor

(本文编辑:蒋实)