

盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价——以山东省滨州市滨城区为例

王玥, 刘莹雪, 李丹丹, 何睿, 王伟, 刘月仙, 陆兆华, 张萌

引用本文:

王玥, 刘莹雪, 李丹丹, 等. 盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价——以山东省滨州市滨城区为例[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(12): 2723–2732.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0415>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

湘潭县农田土壤重金属污染及生态风险评价

刘瑞雪, 乔冬云, 王萍, 安毅, 霍莉莉

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1523–1530 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1491>

大宝山污灌区土壤-蔬菜系统重金属污染现状及其风险评价

曹春, 张松, 张鹏, 刘雨晨, 陈勋文, 王俊坚

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1521–1531 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0001>

长三角农业活动区农田土壤重金属风险评价

崔云霞, 曹炜琦, 李伟迪, 马涛, 徐璐, 夏梦茹

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1441–1450 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1362>

汉江上游水体表层沉积物重金属污染特征评价

宋凤敏, 岳晓丽, 刘智峰, 葛红光, 李琛, 赵佐平

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1576–1584 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0143>

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强, 田康, 刘本乐, 张晓辉, 卞子金, 黄标, 袁旭音, 吴龙华, 罗栋源

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 987–998 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1338>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王玥, 刘莹雪, 李丹丹, 等. 盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价——以山东省滨州市滨城区为例[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(12): 2723–2732.

WANG Y, LIU Y X, LI D D, et al. Characteristics of chromium soil pollution and health risk assessment in saline alkali farmland: A case study of Bincheng district, Binzhou City, Shandong Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(12): 2723–2732.



开放科学 OSID

盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价 ——以山东省滨州市滨城区为例

王玥¹, 刘莹雪², 李丹丹¹, 何睿¹, 王伟³, 刘月仙⁴, 陆兆华¹, 张萌^{1*}

(1. 中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院, 北京 100083; 2. 生态环境部环境发展中心, 北京 100029; 3. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 4. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要:以山东省滨州市滨城区农村、郊区、城区3个区域的农田土壤为研究对象,分析各区域农田土壤重金属铬(Cr)的含量及分布特征,采用单因子污染指数(P_i)与综合污染指数($P_{综}$)法对土壤重金属Cr污染水平进行评价,并根据人体健康风险评估模型对各区域Cr暴露的人体健康风险水平进行评估。研究结果表明:滨城区土壤重金属Cr含量范围为20.56~49.58 mg·kg⁻¹,远低于土壤污染风险筛选值,均低于管制值,由高到低顺序依次为城区>郊区>农村,均处于清洁状态;以滨城区农村农田实测表层Cr含量平均值为背景值, P_i 分析结果显示,城区、郊区、农村Cr含量超出背景值点位率分别为60%、56%、42%, $P_{综}$ 结果显示,超出背景值的点位率分别为53%、48%、45%。各区域土壤重金属Cr对儿童和成人均不造成非致癌风险、致癌风险和总风险。

关键词:土壤重金属;Cr;滨城区;农田;污染特征;健康风险评价

中图分类号:X8204.4;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)12-2723-10 doi:10.11654/jaes.2021-0415

Characteristics of chromium soil pollution and health risk assessment in saline alkali farmland: A case study of Bincheng District, Binzhou City, Shandong Province, China

WANG Yue¹, LIU Yingxue², LI Dandan¹, HE Rui¹, WANG Wei³, LIU Yuexian⁴, LU Zhaohua¹, ZHANG Meng^{1*}

(1.School of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China; 2.Environmental Development Center of the Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100029, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 4.College of Resources and Environment, University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: This study analyzed the content and distribution characteristics of chromium (Cr) in farmland soils, which was conducted for the farmland soils of each region in the rural, suburban and urban areas of Bincheng District. The signal factor pollution (P_i) and comprehensive pollution indexes ($P_{综}$) were used to evaluate the level of Cr soil pollution. The human health risk from Cr exposure in each region was evaluated according to the human health risk assessment model. The results showed that the Cr content in soil in the Bincheng District ranged from 20.56 mg·kg⁻¹ to 49.58 mg·kg⁻¹, which was lower than the screening value of soil pollution risk and the limiting value. The Cr content in urban areas was the highest, followed by that in suburban and rural areas, all of which were of clean grade. Using the average measured surface Cr content of rural farmland in Bincheng District as the background value, the P_i analysis results showed that the Cr content exceeding the background value in urban, suburban, and rural areas were 60%, 56%, and 42%, respectively. Additionally, the

收稿日期:2021-04-07 录用日期:2021-06-07

作者简介:王玥(1996—),女,河北石家庄人,硕士研究生,主要从事恢复生态学研究。E-mail:793022435@qq.com

*通信作者:张萌 E-mail:zhangmeng@cumt.edu.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0503604, 2016YFC0501108);煤炭开采水资源保护与利用国家重点实验室开放基金(SHJT-16-30.20)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China (2016YFC0503604, 2016YFC0501108); Open Fund of State Key Laboratory of Water Resources Protection and Utilization in Coal Mining (SHJT-16-30.20)

point rate beyond the background value was 53%, 48%, and 45% for urban, suburban, and rural areas, respectively. The results showed that there were no non-carcinogenic, carcinogenic, and total health risks from the current Cr content in the soil for all regions.

Keywords: soil heavy metal; chromium; Bincheng District; farmland; pollution characteristic; health risk assessment

土壤环境与人类生存环境密切相关,我国当前普遍面临土壤污染问题^[1],其中土壤重金属污染尤为突出^[2]。据报道,中国每年因重金属污染而导致的粮食减产超过1 000万 t^[3],经济损失达200亿元^[4]。盐碱土是一种广泛分布在全球陆地的重要土地资源,面积约9.5亿 hm²,占地球陆地表面面积的10%^[5],我国盐碱地面积约为0.37亿 hm²,近50 a来仍以每年0.6%的速度增加。面对日益增长的粮食需求和不断减少的可利用耕地资源,通过开发利用盐渍土资源提高土地资源利用率,从而为人类解决资源短缺和环境恶化问题,对保障国家粮食安全具有重要战略意义。

农田土壤重金属污染是指土壤中重金属过量累积引起的环境污染^[6]。农田土壤中重金属来源包括自然源与人为源。在自然源中,土壤母质及成土过程中重金属含量受淋洗、风化及植物吸收富集、归化等自然因素影响^[7]。在人为源中,大气沉降、施肥、污水灌溉等人类活动程度的大小也影响着不同区域内土壤的重金属含量^[8-9]。重金属具有高隐蔽性、难降解性以及易富集性^[10],可通过物质循环进入农作物内,通过“土壤-农作物-人体”的食物链途径进入人体,并不断累积,导致人体机能的功能性障碍和不可逆性损伤,对人体健康和生物生长造成危害^[11-13]。铬(Cr)是环境中一种重要的重金属污染物,随着工业的发展,Cr及其化合物应用越来越多,如印染、电镀、化工等行业。大量含Cr的废水、废渣随意排放导致土壤、水体和生物遭到不同程度的污染。

健康风险评价主要是将环境污染程度与人体健康联系起来,定量地描述环境污染对人体健康产生的危害风险^[14-15]。人类活动影响着农田土壤污染程度,过量施加化肥和农药导致农田土壤污染增加,遭受到持久影响,工业生产中产生的重金属更易造成农田土壤重金属污染。重金属通过食物吸收、皮肤接触等途径对人体健康造成一定程度危害。近年来,国内学者在农田土壤重金属污染对人体造成的健康风险方面进行了大量研究,研究主要侧重于矿区与工厂周边土壤中重金属微量元素对人类健康的风险评价^[16-17]。目前,关于黄河三角洲盐碱化农田土壤重金属污染对人类健康风险评价的研究较少。

本文以山东省滨州市滨城区农村、郊区、城区农

田土壤为研究对象,综合分析滨城区农田土壤重金属的污染特征。对土壤中As、Cd、Cr、Pd等重金属元素含量进行测定,测定结果显示Cr在滨城区农田土壤含量较高,其他重金属元素含量甚微,同时通过分析重金属空间分布特征,最终选择对重金属Cr进行分析。按照国家相关标准、单因子污染指数法、内梅罗污染指数法以及健康风险评价法对土壤环境质量进行评价,以期掌握滨城区农田土壤重金属含量和污染状况,为盐碱农田土壤重金属污染防治及调整农作物种植结构提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概述

滨城区位于黄河三角洲腹地,是山东省主要的耕地后备资源区,属于华北盐碱土区,典型的滨海盐碱地,土壤盐碱类型属NaCl型,农田实施小麦-玉米轮作耕作制度。该地属温带季风气候,大陆性较强,四季分明,日照充足。年平均日照时数在2 300~2 900 h,日照率在52%~56%,年平均气温12.5℃,年平均降水量583.2 mm。滨城区地势南高北低,以小清河为界,南北地貌特征具有显著差异,具体表现为:小清河以南多是低山丘陵区;以北区域受到黄河泥沙冲积和海相沉积影响,以及滩涂盐渍土改良、水产养殖、油田开发等人类活动的干扰,由海向陆依次形成了无植被滩涂、盐生植被湿地和农用地等系列土地利用类型,这些类型的土地土层深厚,在农业生产发展方面潜力巨大^[18]。

1.2 土壤样品采集

于2019年8月采集玉米农田土壤样品。根据农田种植分布情况,对农村、郊区、城区3个区域的玉米地采用随机布点方法,采样点数分别为38、18个和5个。在各区域内采用梅花布点法布设5个子样点,分别采集0~5、5~10、10~20 cm 3个深度土壤样品,共计61×3=183份土壤样品,每份样品重复采集两次。将采集好的土壤样品混合放入自封袋,做好标注,记录各采样地点、深度、日期。采样点分布如图1所示。

1.3 样品处理与分析

1.3.1 样品处理

将采回的土壤样品按照相同样地充分混匀,置于室内风干,挑出植物残体及石块等杂质。将风干后的

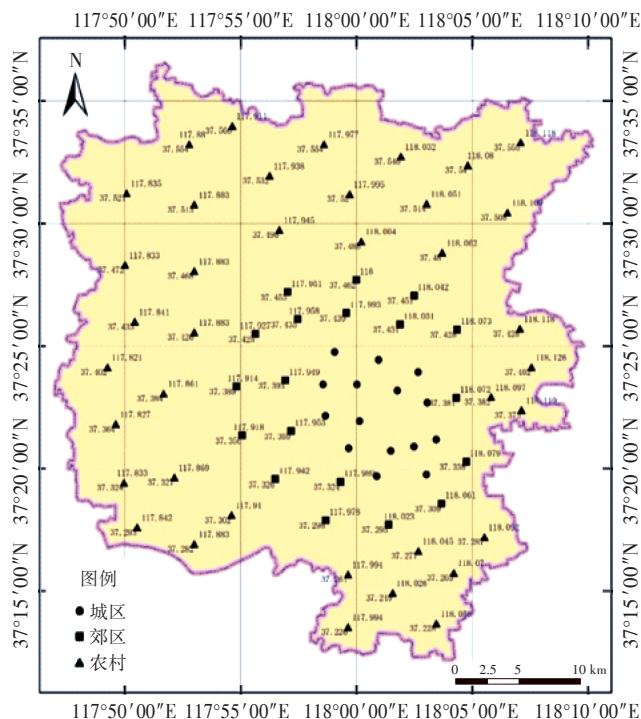


图1 采样点分布图

Figure 1 Distribution of sampling sites

土壤样品用玛瑙研钵进行研磨,通过2 mm尼龙筛备用。分别取20 g左右过筛的土壤样品,用于理化性质分析,包括含水率、pH、电导率、碱化度、离子交换量及有机质。本研究用于分析重金属含量的土壤样品需要用玛瑙研钵进一步研磨,过0.149 mm孔径的尼龙筛后装入自封袋妥善保存,自封袋上注明样号、采样地点、深度等信息。

1.3.2 重金属测定方法

电感耦合等离子质谱仪(ICP-OES,安捷伦公司,Optima8000)、万分之一电子分析天平(瑞士,梅特勒公司)、消解仪(XJS36-42A)。

去离子水为Milli-Q Plus水处理系统(美国,Millipore公司)纯化过的超纯水(电阻率 $>18.3 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}^{-1}$);As、Cr、Cd、Pb元素混合标准溶液($1\,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,100 mL每瓶)采购自国家标准物质中心,使用时用5%(体积分数)硝酸溶液逐级稀释成0.1、0.2、0.5、1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的混合标准溶液系列;硝酸和氢氟酸均为超级纯;盐酸为优级纯。

土壤重金属测定方法^[19]:称取1.00 g(精确到0.001 g)过0.149 mm筛的风干土样于100 mL消解管中,加蒸馏水使土壤样品润湿,加9 mL浓硫酸,摇匀后静置10~12 h再加入高氯酸1 mL,充分摇匀后在消

解仪上消解6 h。待冷却后,吸取消解管中的消解液100 mL于容量瓶中,反复冲洗,将瓶内混合物全部洗入容量瓶中,然后用水稀释至刻度线处,摇匀后静置冷却进行过滤,将过滤后的溶液按照仪器工作条件进行测定。

1.3.3 理化性质测定方法

(1) 土壤pH及电导率

将8.0 g风干土样放入容器中,加入40 mL去离子水,用酸度计测定pH。设置3个平行样。

土壤电导率:称取8.0 g风干土样,调节土水比为1:4,用电导仪测定上清液的电导度。

$$EC = St \times ft \times K \quad (1)$$

式中:EC为电导率, $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$;St为电导度;ft为温度修正系数;K为电导电极常数。

(2) 土壤阳离子交换量

阳离子交换量采用EDTA-乙酸铵盐交换法测定。将1.0 g风干土样加入到EDTA-乙酸铵混合液中(40 mL),离心3~5 min($3\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$)。多次向沉积物中加入乙醇(95%),离心5 min($3\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$),去除铵离子。随后用定氮仪蒸馏8 min,再用盐酸标准溶液滴定。设置3个平行样。

$$CEC = \frac{c \times (V - V_0)}{m \times 10} \times 1\,000 \quad (2)$$

式中:CEC为土壤阳离子交换量, $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$;V为盐酸体积,mL; V_0 为空白实验盐酸标准溶液消耗体积,mL;m为风干土样质量,g。

(3) 土壤碱化度

土壤碱化度的计算公式为:

$$ESP = \frac{ES}{CEC} \times 100\% \quad (3)$$

式中:ESP为土壤碱化度,%;ES为土壤交换性钠含量, $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

(4) 土壤含水率

采样时,用容积为100 cm^3 的环刀分别取0~5、5~10、10~20 cm 3层土壤样品,装入带盖铝盒中,将水样置于 $(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ 烘箱烘干至恒质量,测定土壤含水率。

$$WC = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \times 100\% \quad (4)$$

式中:WC为土壤含水率,%; m_0 为铝盒质量,g; m_1 、 m_2 分别为烘干前、后样品质量,g。

(5) 土壤有机质含量测定

将5 mL重铬酸钾和5 mL浓硫酸溶液加入过2 mm筛的风干土壤样品中,进行有机质含量滴定。

1.4 土壤污染评价方法和标准

1.4.1 单因子污染评价方法

单因子污染指数法以土壤元素背景值作为评价标准来评价重金属在土壤中的累计污染程度。

其计算公式为:

$$P_i = C_i/S_i \quad (5)$$

式中: P_i 为土壤中污染物 i 的环境质量指数; C_i 为污染物 i 的实测浓度; S_i 为污染物 i 的评价标准, 本文分别以山东省土壤重金属背景值及滨城区农村重金属含量实测平均值为参照。当 $P_i > 1.0$ 时, 说明土壤中该重金属含量超标, 土壤被污染; 当 $P_i \leq 1.0$ 时, 说明该重金属含量尚在背景值含量 95% 的置信区间范围内, 可认为未受污染; P_i 值越大, 表明该重金属的累积情况越严重。其分级标准见表 1。

表 1 单因子污染指数法重金属污染程度分级标准

Table 1 Single factor pollution index method for classification of heavy metal pollution

项目 Item	I	II	III	IV
单因子污染指数 P_i	≤ 1	1~3	3~5	5~10
Single factor pollution index P_i				
污染程度 Pollution level	清洁	轻度污染	中度污染	重度污染

1.4.2 综合污染评价方法

内梅罗综合污染指数法常用于土壤或沉积物重金属污染评价中, 是在单因子指数评价基础上逐渐发展起来的兼顾极值的计权型多因子环境质量指数方法, 该指数法可突出高浓度污染物对土壤环境质量的影响, 反映各种污染物对土壤环境的影响。其计算公式为:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (6)$$

式中: $P_{\text{综}}$ 为土壤综合污染指数; P_{max} 为农田耕作层土壤中重金属的最大单项污染指数; P_{ave} 为农田耕作层土壤重金属的单项污染指数的平均值。其分级标准见表 2。

1.4.3 评价标准

滨州市滨城区土壤中 Cr 的环境质量标准参照《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试

行)》(GB 15618—2018), 具体见表 3。

1.5 健康风险评价

1.5.1 暴露量计算

土壤中的重金属可通过摄入、吸入、皮肤接触的方式进入人体, 从而带来健康风险。本研究采用美国环保署(USEPA)推荐的健康风险评价模型, 对研究区农田土壤中微量元素 Cr 3 种暴露途径的慢性非致癌健康风险进行评价。长期日均暴露量计算公式为^[20-22]:

经手-口摄入:

$$ADD_{\text{oral}} = \frac{C \times IR_{\text{oral}} \times CF \times EF_{\text{oral}} \times ED_{\text{oral}}}{BW \times AT} \quad (7)$$

经呼吸吸入:

$$ADD_{\text{inh}} = \frac{C \times IR_{\text{inh}} \times EF_{\text{inh}} \times ED_{\text{inh}}}{PEF \times BW \times AT} \quad (8)$$

经皮肤接触:

$$ADD_{\text{dermal}} = \frac{C \times SA \times CF \times AF \times ABS \times EF}{BW \times AT} \quad (9)$$

式中参数含义及取值见表 4^[21]。按照 USEPA 暴露因子手册、Superfund 风险评价导则对土壤重金属污染的健康风险进行评价。

1.5.2 健康风险模型

健康风险分为非致癌健康风险和致癌健康风险, 土壤非致癌健康风险(HQ)评估模型为:

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (10)$$

式中: ADD 为日均暴露剂量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; RfD 表示污染物在某种暴露途径下的日参考摄入量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

对于多污染物多暴露途径情况, 非致癌风险总指数(HI)表示为:

表 2 内梅罗综合污染指数法重金属污染程度分级标准

Table 2 Nemerow comprehensive pollution index method for classification of heavy metal pollution

等级划分 Grading	$P_{\text{综}}$ Comprehensive pollution	污染等级 Class of pollution
I	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	清洁(安全)
II	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1$	尚清洁(警戒线)
III	$1 < P_{\text{综}} \leq 2$	轻度污染
IV	$2 < P_{\text{综}} \leq 3$	中度污染
V	$P_{\text{综}} > 3$	重度污染

表 3 土壤中 Cr 的环境质量标准($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 3 The soil environmental quality-risk control standard of Cr($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

项目 Project	pH ≤ 5.5	$5.5 < \text{pH} \leq 6.5$	$6.5 < \text{pH} \leq 7.5$	pH > 7.5
土壤污染风险筛选值 Risk screening values for soil contamination	农田 250	250	300	350
土壤污染风险管制值 Risk intervention values for soil contamination	— 800	850	1 000	1 300

表4 土壤重金属暴露风险评价参数及取值
Table 4 Parameter and value of exposure risk assessment model of heavy metals in soil

参数 Parameter	物理意义及单位 Physical meaning and unit	取值 Evaluation	
		成人 Adult	儿童 Child
IR_{oral}	土壤的日均摄入量/($\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$)	100	200
IR_{inh}	呼吸频率/($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$)	20	7.65
CF	转换系数/($\text{kg}\cdot\text{mg}^{-1}$)	1×10^{-6}	1×10^{-6}
EF	暴露频率/($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$)	350	350
ED	暴露持续时间/a	24	6
SA	暴露皮肤面积/ cm^2	5 700	2 800
AF	土壤对皮肤的黏附系数/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	0.07	0.2
ABS	皮肤吸收因子	0.001	0.001
PEF	灰尘排放因子/($\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.36×10^9	1.36×10^9
BW	平均体重/kg	70	15
AT	平均总暴露时间/d	$ED\times365$ (非致癌); 70×365 (致癌)	$ED\times365$ (非致癌); 70×365 (致癌)

$$HI = \sum HQ_i \tag{11}$$

如果 HQ 或 HI 值小于 1, 认为风险较小或可以忽略; 如果 HQ 或 HI 值大于 1, 认为存在非致癌风险, 数值越大, 风险越高。

致癌健康风险 ($RISK$) 一般采用日暴露量与致癌斜率因子的乘积来进行度量, 计算公式为:

$$RISK = ADD \times SF \tag{12}$$

式中: SF 为致癌斜率因子, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。当 $RISK$ 低于 1×10^{-6} 时, 认为该物质不具有致癌风险; 当 $RISK$ 为 $1\times10^{-6}\sim1\times10^{-4}$ 时, 认为存在可接受的致癌风险; 当 $RISK$ 大于 1×10^{-4} 时, 认为存在不可接受的致癌风险。健康风险评价的金属元素的 RfD 和 SF 值见表 5^[23-24]。

2 结果与讨论

2.1 土壤 Cr 含量及分布特征

研究区农田土壤 pH 为 7.28~9.20, 平均 pH 为 8.24; 碱化度 5.63%~10.58%, 平均值为 7.78%, 土壤普遍呈碱性。电导率为 0.091~0.127 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; 阳离子交换量为 19.73~32.38 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 土壤属于轻度盐渍化土。土壤含水率为 11.87%~18.75%, 处于适宜含量; 农田土壤有机质为 6.37~22.54 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 15.89 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 6)。

山东省 Cr 的土壤背景值为 66 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。测得滨城区农村农田表层土壤的 Cr 含量平均值为 34.58 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 将该值作为滨城区农田实测土壤背景值, 进行各样点 Cr 污染评价分析。

研究区内, 重金属 Cr 含量在 20.56~46.44 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 城区 0~5、5~10、10~20 cm 剖面土壤 Cr 含量算数平均值分别为 36.47、34.66、35.61 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 郊区各个剖面土壤 Cr 含量算术平均值分别为 35.51、34.68、34.78 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 农村各个剖面土壤 Cr 含量算数平均值分别为 33.09、33.06、32.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 不同区域的土壤 Cr 变异系数均属于中等变异 (表 7)。

将滨城区 61 个农田样地中重金属 Cr 含量与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018) 规定的风险筛选值和管制值分别进行比较得出, 各区域土壤 Cr 含量均无超标。

如图 2 所示, 分别对研究区 3 层土壤重金属 Cr 进行横向分析, 0~5、10~20 cm 土层土壤 Cr 含量由高到低顺序依次为城区>郊区>农村, 而 5~10 cm 土层表现为郊区土壤 Cr 含量最高, 其次是城区农田土壤。3 个土层各区域之间存在显著差异 ($P<0.05$)。对 3 个区域农田土壤整体 Cr 含量进行比较, 数值由高到低顺序为城区>郊区>农村。

表5 不同暴露途径的参考剂量(RfD)和斜率因子(SF)($\text{mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)
Table 5 References dose (RfD) and slope factors (SF) for non-carcinogen trace elements ($\text{mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)

Cr 参考剂量 Cr reference dose			Cr 致癌斜率因子 Cr carcinogenic slope factor		
经口摄入 RfD_o	皮肤接触 RfD_d	呼吸吸入 RfD_i	经口摄入 SF_o	皮肤接触 SF_d	呼吸吸入 SF_i
3.00×10^{-3}	7.50×10^{-3}	2.55×10^{-5}	5.00×10^{-1}	20	47

表6 土壤理化性质与重金属含量统计

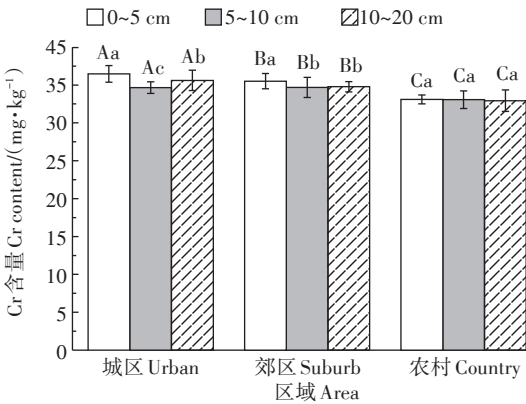
Table 6 Soil physical and chemical properties and heavy metal content statistics

指标 Index	样本数 Sample number	范围 Range	算数平均值 Arithmetic mean	标准差 Standard deviation	山东省土壤背景值 Soil background values in Shandong Province	滨城区实测农村农田背景值 Background value of rural farmland measured in Bincheng District
pH	183	7.28~9.20	8.24	0.36	—	—
碱化度 ESP/%	183	5.63~10.58	7.78	0.47	—	—
电导率 EC/($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	183	0.091~0.127	0.096	0.07	—	—
离子交换量 CEC/($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	183	19.73~32.38	23.68	2.66	—	—
含水率 WC/%	183	11.87~18.75	13.74	1.08	—	—
有机质 SOM/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	183	6.37~22.54	15.89	1.22	—	—
铬 Cr/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	183	20.56~46.44	34.58	5.09	66	34.58

表7 滨城区土壤重金属Cr含量

Table 7 Content of Cr in soil of Bincheng District

采样区域 Sampling area	采样点数 Sampling number	土壤深度 Soil depth/cm	含量范围 Content range/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	算数平均值 Arithmetic mean/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	标准差 Standard deviation/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	变异系数 Variable coefficient
城区 Urban	5	0~5	28.93~45.82	36.47	7.21	0.19
		5~10	27.77~45.59	34.66	7.61	0.23
		10~20	29.36~44.86	35.61	5.29	0.14
郊区 Suburb	18	0~5	26.19~45.17	35.51	5.98	0.17
		5~10	26.82~45.82	34.68	5.85	0.17
		10~20	27.23~43.82	34.78	5.43	0.16
农村 Country	38	0~5	22.99~46.44	33.09	6.15	0.18
		5~10	21.03~45.91	33.06	5.89	0.18
		10~20	20.56~43.48	32.93	6.54	0.19



不同大写字母表示同一土层不同区域样地间差异显著 ($P<0.05$);
不同小写字母表示同一区域样地不同土层差异显著 ($P<0.05$)
Different uppercase letters indicate significant differences among areas
in the same soil layer ($P<0.05$), and different lowercase letters
indicate significant differences among soil layers in
the same sampling area ($P<0.05$)

图2 滨城区土壤重金属Cr含量

Figure 2 Content of heavy metal Cr soil of Bincheng District

分别对滨城区不同区域进行分析,城区农田土壤Cr含量随土层加深呈现先降低后升高的变化规律,

且表层Cr含量高于底层。郊区农田土壤Cr含量表现为随土层加深含量逐渐降低,5~10 cm与10~20 cm土层含量差异较小。农村各土层之间Cr含量平均值趋于一致,整体呈现随土层加深,Cr含量先增大后减小的变化规律。

根据实地调查,38个农村农田中,有7个农田采样点位于池塘或者河边;18个郊区农田有5个农田样点分别位于化工厂、汽车厂房、采油机器以及高速公路附近;城区农田面积较小且均处于公路旁边,部分玉米地逐渐变为建筑绿化带。随着城镇化进程加快,人类活动及工业生产较农业生产更容易造成重金属污染,如采矿、化工、造纸印染等行业是土壤重金属污染的主要来源,不断增加建设用地必将导致土壤表面密闭,使其地表性质发生改变,重金属元素在土壤中富集,导致表层土壤重金属Cr含量最高,并通过灌溉和污染沉降作用进入下层土壤,导致底层Cr含量高于中间土层。

城区农田土壤Cr含量最高,主要原因在于人为

活动影响,其次是种植面积小、有机质含量低、土壤降解能力较弱。郊区土壤Cr含量次之,其原因是郊区种植面积较大,土壤有机质含量较高,但由于化工厂污染附近河水,及部分农田紧邻高速公路,大气沉降、灌溉导致郊区Cr含量处于城区与农村之间。农村农田种植面积大,受人为活动影响小,土壤有机质含量高,且远离化工厂,因此土壤中Cr含量最低。

2.2 土壤Cr污染程度评价

由表8可知,以山东省土壤重金属背景值为参照,结果显示土壤样品 P_i 均小于1.0,污染程度为清洁。全区均呈现表层污染程度最高,污染程度与土壤重金属Cr含量呈显著正相关。城区、郊区土壤随土层加深,Cr污染程度呈现先降低后升高特征,农村Cr污染程度随土层加深逐渐降低并趋于稳定。整体分析,各区域单因子污染指数由高到低依次表现为城

区>郊区>农村。以滨城区农村重金属含量实测平均值为背景值,将其作为滨城区的标准进行评价,各土层变化规律与以山东省土壤重金属背景值为参照下一致,但部分样点土壤样品 P_i 大于1.0,达到轻度污染程度。城区0~5、5~10、10~20 cm土层中,达到轻度污染的样点占比分别为60%、40%、60%,郊区18个样点中达到轻度污染的样点占比分别为56%、44%、56%,且城区、郊区 P_i 平均值处于1.0~2.0,属于轻度污染,城区Cr污染区域占比最大。农村38个样点中达到轻度污染的样点 P_i 平均值均小于1,处于清洁水平,0~5、5~10、10~20 cm土层样点分别有42%、45%、47%达到轻度污染水平。

由表9可知,以山东省土壤重金属背景值为参照,各区域 $P_{综}$ 均小于0.7,污染程度处于清洁水平。部分样点 $P_{综}$ 处于0.7~1.0,为尚清洁状态。以滨城区

表8 滨城区土壤重金属Cr单因子污染程度分布特征

Table 8 Distribution characteristics of single factor pollution degree of soil heavy metal Cr in Bincheng District

采样区域 Sampling area	采样点数 Sampling number	土壤深度 Soil depth/cm	以山东省背景值为参照 Background value of Shandong Province		以农村农田实测背景值为参照 Background values measured in rural farmland		超出背景值点位率 Beyond the background value point rate/%
			算术平均值 Arithmetic mean	最大值 Maximum	算术平均值 Arithmetic mean	最大值 Maximum	
城区 Urban	5	0~5	0.55	0.69	1.07	1.35	60
		5~10	0.53	0.69	1.02	1.34	40
		10~20	0.54	0.68	1.05	1.32	60
郊区 Suburb	18	0~5	0.54	0.67	1.04	1.30	56
		5~10	0.52	0.65	1.02	1.26	44
		10~20	0.53	0.66	1.02	1.29	56
农村 Country	38	0~5	0.51	0.70	0.98	1.37	42
		5~10	0.50	0.70	0.97	1.35	45
		10~20	0.50	0.66	0.97	1.28	47

表9 滨城区土壤重金属Cr内梅罗综合污染程度分布特征

Table 9 Distribution characteristics of comprehensive pollution degree of soil heavy metal Cr in Bincheng District

采样区域 Sampling area	采样点数 Sampling number	土壤深度 Soil depth/cm	以山东省背景值为参照 Background value of Shandong Province		以农村农田实测背景值为参照 Background values measured in rural farmland		超出背景值点位率 Beyond the background value point rate/%
			算术平均值 Arithmetic mean	最大值 Maximum	算术平均值 Arithmetic mean	最大值 Maximum	
城区 Urban	5	0~5	0.63	0.82	1.22	1.65	60
		5~10	0.61	0.77	1.19	1.47	40
		10~20	0.61	0.80	1.19	1.66	40
郊区 Suburb	18	0~5	0.62	0.72	1.20	1.57	50
		5~10	0.61	0.66	1.19	1.46	44
		10~20	0.60	0.68	1.16	1.58	50
农村 Country	38	0~5	0.61	0.70	1.19	1.54	47
		5~10	0.61	0.68	1.18	1.43	42
		10~20	0.58	0.66	1.13	1.57	45

农村农田表层重金属 Cr 含量实测平均值作为背景值,根据内梅罗综合污染指数法对土壤 Cr 污染程度进行评价,研究区内内梅罗综合污染指数算数平均值均大于 1.0,超出农村实测背景值,表明研究区内农田土壤一定程度上受到重金属 Cr 污染,其中城区 Cr 污染超出农村实测背景值的样点数仍高于郊区、农村,农村受重金属 Cr 污染超出农村实测背景值样点数低于 50%。

上述结果表明城市土壤中重金属含量在整体上明显高于郊区和农村。在城区,人类活动主要包括交通运输、污水灌溉等,这些活动以大气、水体为载体,对该区域内的土壤重金属含量分布产生间接影响^[25]。除此之外,部分重金属含量较高的废弃物堆积导致的渗漏也会使土壤中重金属积累^[16],因此城区污染程度最高,60%的样点超出农村实测背景值。其次水体污染也是主要原因。郊区污染源主要来自于化工厂、污染河流和机动车尾气排放等^[26],结果显示有 56%的郊区样点超出农村实测背景值。农村污染水平虽然最低,但仍有 40%以上样点超出农村实测背景值,水体污染是周围农田样点 Cr 含量上升的主要原因。整体上,滨城区农田土壤未超过筛选值和管控值,但对土壤生态环境仍具有潜在风险,需要严加管控。

2.3 土壤重金属健康风险评价

利用健康风险评价模型计算了成人与儿童在 3 种暴露途径下的重金属单项非致癌健康风险指数 (HQ)、非致癌风险总指数 (HI) 和致癌风险指数 ($RISK$),见表 10。

土壤重金属 Cr 对成人和儿童的 HQ 及 HI 均小于 1,与美国环保部提出的可接受非致癌风险阈值 1 相比,滨城区农田土壤重金属不存在非致癌健康风险。成人与儿童在不同区域的非致癌健康风险排序为城区>郊区>农村,3 种暴露途径的非致癌风险指数表现为摄入>吸入>皮肤接触,表明经口鼻进入体内是引发非致癌风险的主要暴露途径。不同区域内,在吸入暴露途径下,成人的 HQ 值大于儿童,但在摄入和皮肤接触暴露途径下,儿童 HQ 值大于成人。儿童经摄

入、皮肤接触引起的人体健康风险均高于成人,这与儿童体质量轻、免疫力低以及喜欢室外活动等生活习惯有关^[16-17]。非致癌健康风险总指数 HI 为儿童大于成人^[27]。Cr 的致癌风险值在 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$,说明研究区致癌风险对人体存在可接受的致癌风险。

结合研究区空间分布特征及采样点背景分析,交通运输、污水灌溉导致城区非致癌风险与致癌风险均明显高于其他区域,郊区一定程度上受到城区以及工业发展影响,健康风险高于农村,但存在一定的不确定性,主要是由于研究区农田种植的农作物作为食物消费,对人体健康同样产生影响^[28-29]。由于未对玉米中重金属含量等数据进行测定分析,因此可能低估该区域农田土壤重金属产生的健康风险。

3 结论

(1)滨城区农田土壤样品重金属 Cr 含量远低于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中土壤污染风险筛选值,均低于土壤污染风险管制值,滨城区农田土壤整体处于清洁水平。

(2)以山东省土壤重金属背景值为参照,滨城区各区域均为表层 Cr 含量较高,城区农田土壤 Cr 含量最高。以滨城区农村农田重金属含量实测平均值为背景值,研究结果表明,城区、郊区、农村 P 值超出背景值位点率分别为 60%、56%、42%, P 值显示,污染程度高低顺序依次为城区>郊区>农村。受人为活动、土壤机械组成以及灌溉沉降影响,土壤剖面重金属含量呈现出不同的变化特点,全区各层均表现为表层污染程度最高。受工业发展及人为活动影响,城区农田土壤 Cr 污染程度最高;郊区作为城区与农村中间纽带,Cr 污染程度较高;农村农田土壤污染程度均为清洁水平。

(3)人体健康风险评估结果表明,不同区域 Cr 的非致癌健康风险排序为城区>郊区>农村,且 3 种暴露途径的非致癌风险指数表现为摄入>吸入>皮肤接触;研究区土壤 Cr 对人体存在可接受的致癌风险。

表 10 土壤 Cr 的非致癌风险指数与致癌风险指数

Table 10 Non-carcinogenic risk index and carcinogenic risk index of soil Cr

区域 Area	HQ_{oral}		HQ_{inh}		HQ_{dermal}		HI		$RISK$	
	成人 Adult	儿童 Child	成人 Adult	儿童 Child	成人 Adult	儿童 Child	成人 Adult	儿童 Child	成人 Adult	儿童 Child
城区 Urban	1.72E-02	3.45E-02	2.98E-04	1.14E-04	1.15E-06	2.25E-06	1.75E-02	3.46E-02	9.21E-06	4.45E-06
郊区 Suburb	1.60E-02	3.19E-02	2.76E-04	1.06E-04	1.06E-06	2.09E-06	1.62E-02	3.20E-02	8.38E-06	4.14E-06
农村 Country	1.53E-02	3.06E-02	2.64E-04	1.01E-04	1.02E-06	2.00E-06	1.56E-02	3.07E-02	8.02E-06	3.97E-06

参考文献:

- [1] 王莉, 康树静, 王浩. 土壤重金属污染[J]. 科技信息, 2008(19): 53. WANG L, KANG S J, WANG H. Soil heavy metal pollution[J]. *Science & Technology Information*, 2008(19): 53.
- [2] 罗优, 陆宇超, 杨兰, 等. 黔东南州农田土壤重金属污染的评价[J]. 微量元素与健康研究, 2019, 36(4): 58-60. LUO Y, LU Y C, YANG L, et al. Evaluation of heavy metal pollution in farmland soil of Qiandongnan prefecture[J]. *Studies of Trace Elements and Health*, 2019, 36(4): 58-60.
- [3] 顾继光, 周启星, 王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(2): 143-151. GU J G, ZHOU Q X, WANG X. Reused path of heavy metal pollution in soils and its research advance[J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(2): 143-151.
- [4] 黄占斌, 焦海华. 土壤重金属污染及其修复技术[J]. 自然杂志, 2012, 34(6): 350-354. HUANG Z B, JIAO H H. Heavy metal pollution in soil and restoration technology[J]. *Chinese Journal of Nature*, 2012, 34(6): 350-354.
- [5] 赵可夫, 李法曾, 樊守金, 等. 中国的盐生植物[J]. 植物学通报, 1999(3): 10-16. ZHAO K F, LI F Z, FAN S J, et al. Halophytes in China[J]. *Botanical Bulletin*, 1999(3): 10-16.
- [6] 孙全平. 拉萨市典型区域农田土壤重金属空间分布及生态风险评价[J]. 北方园艺, 2018(22): 124-129. SUN Q P. Spatial distribution and risk assessment of soil heavy metals in typical region of Lhasa City[J]. *Northern Horticulture*, 2018(22): 124-129.
- [7] 马铁铮, 马友华, 徐露露, 等. 农田土壤重金属污染的农业生态修复技术[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(5): 39-43. MA T Z, MA Y H, XU L L, et al. Agro-ecological remediation technology of heavy metal contamination in cropland soils[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2013, 30(5): 39-43.
- [8] 曹春, 张松, 张鹏, 等. 大宝山污灌区土壤-蔬菜系统重金属污染现状及其风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(7): 1521-1531. CAO C, ZHANG S, ZHANG P, et al. Heavy metal contamination in soil-vegetable systems and its health risks in an area irrigated with acid mine drainage in Dabaoshan, Guangdong, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(7): 1521-1531.
- [9] ROUHOLLAH K, MARYAM M, VAHID K. Contamination level, distribution and health risk assessment of heavy and toxic metallic and metalloid elements in a cultivated mushroom *Pleurotus florida* (Mont.) singer[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(5): 294-300.
- [10] 吴洋, 杨军, 周小勇, 等. 广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(8): 2964-2971. WU Y, YANG J, ZHOU X Y, et al. Risk assessment of heavy metal contamination in farmland soil in Du'an Autonomous County of Guangxi Zhuang Autonomous Region, China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(8): 2964-2971.
- [11] 李玉梅, 李海鹏, 张连科, 等. 包头某铜厂周边土壤重金属分布特征及来源分析[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(7): 1321-1328. LI Y M, LI H P, ZHANG L K, et al. Distribution characteristics and source analysis of heavy metals in soil around a copper plant in Baotou, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(7): 1321-1328.
- [12] ANNE F, RANDALL W, KEITH S, et al. Framework for metals risk assessment[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 68(2): 3061-3067.
- [13] 姚荣江, 杨劲松, 谢文萍, 等. 江苏沿海某设施农区土壤重金属累积特点及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8): 1498-1506. YAO R J, YANG J S, XIE W P, et al. Accumulation and potential ecological risk assessment of heavy metals in green house soils from coastal area of Jiangsu Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(8): 1498-1506.
- [14] LUO X S, DING J, XU B, et al. Incorporating bio-accessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 424: 88-96.
- [15] MA H, HUNG M, CHEN P. A systemic health risk assessment for the chromium cycle in Taiwan[J]. *Environment International*, 2007, 33(2): 206-218.
- [16] MAYURI C, ARVIND K N. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: Probabilistic health risk approach[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2013, 87: 57-64.
- [17] CHEN H Y, TENG Y G, LU S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512-513.
- [18] 刘兴华. 黄河三角洲滩涂-湿地-旱地土壤团聚体有机质组分变化规律[J]. 土壤学报, 2019, 56(2): 374-385. LIU X H. Variation of organic matter in soil aggregates with the succession of tidal flatland from barren land-saltmarsh-upland in the Yellow River Delta[J]. *Acta Pedologica Sinica* 2019, 56(2): 374-385.
- [19] 杨红军, 孙景宽, 宋爱云, 等. ICP-OES研究黄河三角洲贝壳堤岛土壤中有有效态重金属的含量与空间分布特征[J]. 光谱学与光谱分析, 2017, 37(4): 1307-1313. YANG H J, SUN J K, SONG A Y, et al. A probe into the contents and spatial distribution characteristics of available heavy metals in the soil of Shell Ridge Island of Yellow River Delta with ICP-OES method[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2017, 37(4): 1307-1313.
- [20] MAN Y B, SUN X L, ZHAO Y G, et al. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city[J]. *Environment International*, 2010, 36(6): 570-576.
- [21] 杨敏, 滕应, 任文杰, 等. 石门雄黄矿周边农田土壤重金属污染及健康风险评估[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1172-1178. YANG M, TENG Y, REN W J, et al. Pollution and health risk assessment of heavy metals in agricultural soil around Shimen Realgar Mine[J]. *Soil*, 2016, 48(6): 1172-1178.
- [22] 陈星, 马建华, 李新宁, 等. 基于棕地的居民小区土壤重金属健康风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 1068-1074. CHEN X, MA J H, LI X N, et al. Health risk assessment of soil heavy metals in residential communities built on brownfields[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(3): 1068-1074.

- [23] 易文利, 董奇, 杨飞, 等. 陕西省宝鸡市不同功能区土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 环境与职业医学, 2018, 35(11): 1019-1024. YI W L, DONG Q, YANG F, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in different urban functional areas of Baoji City, Shaanxi Province[J]. *Journal of Environmental & Occupational Medicine*, 2018, 35(11): 1019-1024.
- [24] 陈洪, 高越, 周志爽, 等. 武汉市不同功能区土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 湖北理工学院学报, 2019, 35(3): 17-24. CHEN H, GAO Y, ZHOU Z S, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in soil of different functional zones in Wuhan City[J]. *Journal of Hubei Polytechnic University*, 2019, 35(3): 17-24.
- [25] 任英. 滨州市污灌区土壤重金属污染调查及生态风险评估[J]. 清洗世界, 2020, 36(7): 76-77. REN Y. Investigation on soil heavy metal pollution and ecological risk assessment in sewage irrigation area of Binzhou City[J]. *Cleaning World*, 2020, 36(7): 76-77.
- [26] 钱欣, 王小龙, 张慧, 等. 华北平原种粮大户小麦-玉米轮作系统能值分析——以山东省滨州市为例[J]. 山东农业科学, 2020, 52(10): 42-47. QIAN X, WANG X L, ZHANG H, et al. Emergy analysis of wheat-maize rotation system in specialized grain farm in North China Plain exemplified by Binzhou, Shandong Province[J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2020, 52(10): 42-47.
- [27] HU X, ZHANG Y, DING Z, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 57: 146-152.
- [28] XIN W, BO G, PENG W, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 112: 186-192.
- [29] LIBO P, GUANGLING F, YUE W, et al. Potentially toxic element pollution levels and risk assessment of soils and sediments in the upstream river, Miyun Reservoir, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(11): 2364.

2021年12月5日 世界土壤日

防止土壤盐渍化, 提高土壤生产力



《农业环境科学学报》编辑部
《农业资源与环境学报》编辑部
中国土壤学会科普工作委员会