

污泥-凹凸棒石共热解生物炭对矿区重金属污染土壤的钝化修复效果研究

陶玲, 马奔, 李中兴, 周怡蕾, 任珺

引用本文:

陶玲, 马奔, 李中兴, 周怡蕾, 任珺. 污泥-凹凸棒石共热解生物炭对矿区重金属污染土壤的钝化修复效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1251-1260.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1297>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

凹凸棒石-污泥共热解生物炭对玉米苗期生长特性和重金属富集效应的影响

陶玲, 张倩, 张雪彬, 周雅琦, 孙梦洁, 任珺

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1512-1520 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1417>

不同钝化剂对猪粪中重金属Cu Zn Mn钝化效果的研究

李文姣, 张丽, 刘东方, 黄文力, 魏孝承, 王振东

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1262-1269 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1433>

施用凹凸棒石对Cd污染农田土壤养分的影响

赵廷伟, 李洪达, 周薇, 代允超, 吕家琬

农业环境科学学报. 2019, 38(10): 2313-2318 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0783>

热改性坡缕石对土壤Cd污染的钝化修复研究

陶玲, 管天成, 刘瑞珍, 何静, 尚倩倩, 任珺

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 782-790 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1115>

不同种类生物炭对土壤重金属镉铅形态分布的影响

安梅, 董丽, 张磊, 孙崇海, 夏培玉

农业环境科学学报. 2018, 37(5): 892-898 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1388>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

陶玲, 马奔, 李中兴, 等. 污泥-凹凸棒石共热解生物炭对矿区重金属污染土壤的钝化修复效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1251–1260.

TAO L, MA B, LI Z X, et al. Phytoremediation efficiency of cadmium-contaminated arable land by planted *Sedum plumbizincicola* with sulfur fertilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(6): 1251–1260.



开放科学 OSID

污泥-凹凸棒石共热解生物炭对矿区重金属污染土壤的钝化修复效果研究

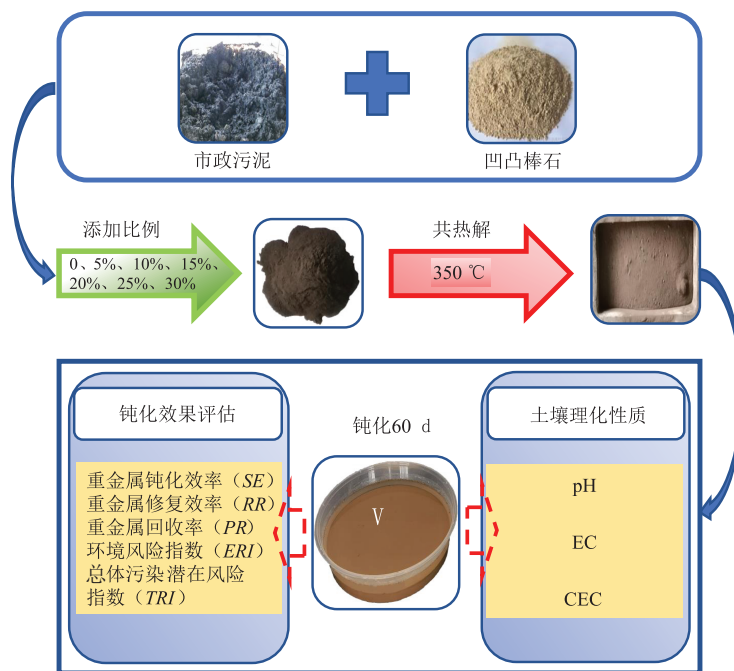
陶玲^{1,2,3}, 马奔^{1,2}, 李中兴^{1,2}, 周怡蕾^{1,2}, 任珺^{1,2,3,4*}

(1. 甘肃省黄河水环境重点实验室, 兰州交通大学, 兰州 730070; 2. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 环境生态研究所, 兰州 730070; 3. 甘肃瀚兴环保科技有限公司, 兰州 730070; 4. 甘肃昊宇环保科技有限公司, 甘肃 天水 741020)

摘要:通过钝化实验研究了在污泥中添加不同质量比(0、5%、10%、15%、20%、25%、30%)的凹凸棒石后制备的污泥-凹凸棒石共热解生物炭对矿区污染土壤中重金属的控制效应。结果表明:在矿区重金属污染土壤中添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭后,土壤pH值随凹凸棒石添加量的增加而呈增加趋势,土壤电导率和阳离子交换量也整体呈现出上升的状态。加入污泥-凹凸棒石共热解生物炭钝化处理后,矿区污染土壤中Cu、Cd、Ni、Zn、Cr的TCLP提取态重金属含量均呈现下降趋势,钝化效率分别为94.71%、95.60%、91.75%、99.03%、96.65%;除Cu的DTPA提取态含量增加了5.93%~24.97%外,Cd、Ni、Zn、Cr的DTPA提取态含量也均有所降低,钝化效率分别为94.32%、94.75%、86.63%、90.02%、92.54%。酸溶态的Cd、Cu、Ni、Zn、Cr也向更加稳定的残渣态转化,其修复效率分别为42.50%、33.87%、57.92%、33.74%、42.36%,重金属的4种形态之和与重金属总量具有良好的一致性,一致率为82%~105%。根据土壤管控标准风险等级,重金属污染土壤钝化处理后,Cd、Cu、Ni、Zn、Cr均保持在低风险水平。Cd、Cu、Ni和Zn的潜在风险指数降低,虽然Cr的潜在风险指数有所升高,但是在所有处理条件下Cr的污染等级均为轻度。研究表明,在污泥中添加凹凸棒石增强了污泥生物炭对重金属的钝化性能。

关键词:污泥;凹凸棒石;生物炭;钝化;重金属

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2022)06-1251-10 **doi:** 10.11654/jaes.2021-1297



收稿日期: 2021-11-09 录用日期: 2022-02-09

作者简介: 陶玲(1970—), 女, 甘肃白银人, 博士, 教授, 主要从事污染环境生态修复理论与技术研究。E-mail: taoling@mail.lzjtu.cn

*通信作者: 任珺 E-mail: renjun@mail.lzjtu.cn

基金项目: 甘肃省黄河水环境重点实验室开放基金(20JR2RA002, 21YRWEK007, 21YRWEG003); 甘肃省教育厅产业支撑计划项目(2021CYZC-31); 兰州市人才创新创业项目(2021-RC-41); 甘肃省科技厅民生科技专项(2019-0304-SFC-0011)

Project supported: The Key Laboratory of Yellow River Water Environment in Gansu Province (20JR2RA002, 21YRWEK007, 21YRWEG003); Gansu Provincial Education Department Industrial Support Program (2021CYZC-31); Lanzhou Talent Innovation and Entrepreneurship Project (2021-RC-41); The Special Project of People's Livelihood Science and Technology of Gansu Provincial Department of Science and Technology (2019-0304-SFC-0011)

Stabilization remediation of soil polluted by heavy metals using biochar prepared by co-pyrolysis with sludge and attapulgite

TAO Ling^{1,2,3}, MA Ben^{1,2}, LI Zhongxing^{1,2}, ZHOU Yilei^{1,2}, REN Jun^{1,2,3,4*}

(1. Key Laboratory of Yellow River Water Environment in Gansu Province, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Institute of Environmental Ecology, Lanzhou 730070, China; 3. Gansu Hanxing Environmental Protection Co., Ltd., Lanzhou 730070, China; 4. Gansu Haoyu Environment Protection Co., Ltd., Tianshui 741020, China)

Abstract: The stabilization effect of sludge and attapulgite co-pyrolytic biochar prepared by adding attapulgite with different mass ratios (0, 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30%) on heavy metals in the polluted soil of mining area was studied by stabilization experiment. The results showed that the addition of sludge-attapulgite co-pyrolytic biochar to the soil contaminated by heavy metals in the mining area, the soil pH value gradually increased with the increase of attapulgite content in biochar, the soil electrical conductivity and cation exchange capacity increased as well as. After stabilization of heavy metal contaminated soil by heavy metals in the mining area with biochar prepared by co-pyrolysis with sludge and attapulgite, the contents of heavy metals extracted by TCLP of Cd, Cu, Ni, Zn and Cr all showed a decreasing trend. Except for the contents of heavy metals extracted by DTPA of Cu increased by 5.93%~24.97%, the contents of heavy metals extracted by DTPA of Cd, Ni, Zn and Cr also decreased. The stabilization efficiency of Cu, Cd, Ni, Zn and Cr extracted by DTPA and TCLP were 94.32% and 94.71%, 94.75% and 95.60%, 86.63% and 91.75%, 90.02% and 99.03%, 92.54% and 96.65%, respectively. The acid-soluble Cd, Cu, Ni, Zn and Cr were also converted to a more stable residue state, and the repair efficiency was 42.50%, 33.87%, 57.92%, 33.74%, 42.36%, respectively. The sum of the four forms of heavy metals was in good agreement with the total amount of heavy metals, and the percentage recovery of heavy metals was between 82% and 105%. According to the standard risk grade of soil control, after passivation treatment of heavy metal contaminated soil, Cd, Cu, Ni, Zn and Cr were all at a low risk level. The potential risk index of Cd, Cu, Ni and Zn decreased, although the potential risk index of Cr increased, but the pollution level of Cr under all treatments was mild pollution. The results indicated that the addition of attapulgite enhances the stabilization function of sludge biochar and provides a new method for the rational utilization of sludge.

Keywords: sludge; attapulgite; biochar; stabilization; heavy metal

土壤在满足人类社会发展和生存繁衍方面发挥着重要作用。由于工业化和城镇化的迅猛发展,重金属等潜在有毒污染物向环境中过量释放,导致土壤环境受到了严重污染^[1]。采矿业、工业和农业等人类活动是土壤中重金属累积的主要原因,其中,采矿被看作是重金属污染土壤的最主要原因之一^[2]。土壤中的重金属累积到一定程度后,会使土壤理化性能变差,土壤肥力下降,土壤中微生物活动变弱,从而引起土壤功能退化,严重限制了矿区农业的可持续发展^[3-5]。

在土壤受重金属污染后的修复方法中,原位钝化修复技术因其成本低、周期短、效率高、稳定性好的特点而备受关注^[6-11]。钝化修复技术最关键的是对钝化材料的挑选^[12]。凹凸棒石作为一种具有代表性的铝镁硅酸盐矿物,已被广泛用作污染土壤修复的有效改良剂。赵廷伟等^[13]通过大田试验,将凹凸棒石作为化学修复剂添加到Cd污染土壤中,结果表明凹凸棒石显著提高了供试土壤pH、阳离子交换量(CEC)和速效K含量,降低了土壤有效态Cd的活性,且使作物籽粒中的Cd含量显著降低。XU等^[14]将ATTP和nFe⁰@ATTP作为土壤改良剂加入到长沙地区Cd、Cr、

Pb污染土壤中,发现二者均能提高土壤pH,显著降低土壤中可提取态Cd、Cr、Pb的浓度,将土壤中的Cd、Cr、Pb转化为生物有效性较低的状态,从而抑制植物对重金属的吸收。

以城镇生活污水处理厂的剩余污泥为原料在无氧条件下制成污泥基生物炭,将其用于污染土壤中,可有效降低土壤中重金属的迁移性和生物有效性^[15-16]。DAI等^[17]以城市污水污泥为原料,在400℃下热解制得生物炭,结果表明施用污泥生物炭降低了重金属在复合污染土壤中的迁移性。王志朴等^[18]将以污泥与棉秆为原料制备的污泥基生物炭加入Cr污染土壤中,发现生物炭能够钝化土壤中的Cr并且有利于Cr污染土壤功能的恢复。污泥基生物炭中含有丰富的无机矿物,而且N、P、K等营养元素的含量也较高,土壤中重金属离子被吸附后具有较强的稳定性^[19-21],因而用于矿区重金属污染农业土壤修复时更具优势。研究表明,污泥基生物炭能够有效地降低土壤中Pb、Cd、Mn、Cu、Zn等离子的迁移性和生物有效性,从而抑制重金属离子的毒害作用^[22-23]。

在污泥中添加凹凸棒石后制备的污泥基生物炭,

能够降低污泥炭中重金属的生态风险。本研究将不同添加量的凹凸棒石制备的污泥基生物炭加入矿区重金属污染土壤样品中,探究60 d后其对重金属Cd、Cu、Zn、Ni和Cr的钝化效果,并对钝化处理后的土壤进行风险评估,以期实现污泥在土壤改良中的资源化利用。

1 材料与方法

1.1 实验材料

矿区污染土样采自甘肃省白银市白银公司第三冶炼厂附近(36.599 6° N, 104.227 6° E)的表层土壤(0~20 cm),风干除掉杂质后过2 mm筛备用。土壤的基本性质为:pH 7.74,有机质(OM)4.96%,CEC 5.72 cmol·kg⁻¹,总氮(TN)7.19 g·kg⁻¹,总磷(TP)12.67 g·kg⁻¹,总钾(TK)7.44 g·kg⁻¹,Cd、Cu、Zn、Ni和Cr的含量分别为9.79、20.35、781.42、37.01 mg·kg⁻¹和569.39 mg·kg⁻¹。

凹凸棒石由甘肃瀚兴环保科技有限公司提供,原矿采自甘肃省临泽县板桥镇,主要矿物含量^[24]:凹凸棒石29.7%、石英21.8%、长石14.6%、白云石6.3%、海泡石4.9%、蒙脱石5.3%、石膏5.1%、云母4.2%。其基本性质为:pH 8.22,CEC 178.64 cmol·kg⁻¹,比表面积(BET)53.62 m²·g⁻¹,含水率10.8%,TN 0.32 g·kg⁻¹,TK 23.26 g·kg⁻¹,TP未检出。

实验所用污泥取自兰州市七里河污水处理厂的机械浓缩脱水处理后的剩余污泥。污泥基本理化性质为:pH 7.04,电导率(EC)3.04 dS·m⁻¹,OM 487.43 g·kg⁻¹,TN 46.73 g·kg⁻¹,TP 23.05 g·kg⁻¹,TK 4.21 g·kg⁻¹,含水率80.73%,Cd、Cu、Zn、Ni、Cr含量分别为1.85、96.23、296.03、19.61、110.94 mg·kg⁻¹。

污泥采回后在阴凉处风干,破碎研磨,过200目筛。分别按5%、10%、15%、20%、25%、30%的质量比将凹凸棒石粉末添加进污泥后充分混匀,通入N₂后将混合均匀的样品放入热解炉内,在350℃的温度下热解2.5 h,冷却到室温后取出样品,即为污泥-凹凸棒石共热解生物炭样品。制备包括不添加凹凸棒石的污泥在内的污泥-凹凸棒石共热解生物炭共7种,过200目筛备用,分别编号为SAB0、SAB5、SAB10、SAB15、SAB20、SAB25、SAB30。共热解生物炭的理化性质和重金属生物有效态含量见表1。

1.2 实验方法

将上述制备好的7种生物炭以10 g·kg⁻¹的用量添加到矿区重金属污染土样中,混匀后放入塑料盆,以不添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭的重金属污

表1 污泥生物炭的理化性质和重金属生物有效态含量
Table 1 Physicochemical properties and bioavailable contents of heavy metals in sludge biochar

项目 Item		SAB0	SAB5	SAB10	SAB15	SAB20	SAB25	SAB30
pH		7.98	8.18	8.23	8.30	8.35	8.43	8.40
EC/(μS·cm ⁻¹)		409.6	457.6	421.3	661.0	487.0	378.0	450.0
CEC/(cmol·kg ⁻¹)		71.3	67.5	62.1	56.0	49.2	48.4	39.7
OM/%		12.17	11.88	11.42	9.04	8.92	8.85	8.99
Cd/ (mg·kg ⁻¹)	DTPA	0.85	0.57	0.44	0.37	0.49	0.44	0.37
	TCLP	0.74	0.46	0.34	0.27	0.39	0.34	0.27
Cu/ (mg·kg ⁻¹)	DTPA	34.39	27.82	25.68	23.54	20.33	22.47	21.40
	TCLP	27.94	22.57	20.42	18.27	15.05	17.2	16.12
Ni/ (mg·kg ⁻¹)	DTPA	5.66	6.24	6.83	6.63	7.02	7.02	7.61
	TCLP	4.88	5.46	6.05	5.85	6.24	6.25	6.83
Zn/ (mg·kg ⁻¹)	DTPA	19.51	15.61	14.11	13.51	12.01	11.41	12.91
	TCLP	13.51	9.64	8.13	7.55	6.04	5.43	6.94
Cr/ (mg·kg ⁻¹)	DTPA	64.82	55.72	47.76	45.49	42.08	40.94	36.40
	TCLP	56.86	47.76	39.80	37.52	34.12	32.98	28.43

染原土作为对照,记为CK,共计8个处理。钝化期间每3 d搅拌一次,加入去离子水在淹水条件下保持田间持水量的70%,各处理重复3次,钝化60 d后测定相关指标。

1.3 土壤理化性质的测定

土壤pH用pH计(PHS-3C,雷磁)以1:2.5土水比浸提测定;EC用电导率计(DDS-307A,雷磁)测定;CEC采用乙酸铵交换法测定。土壤重金属总量通过《国家土壤污染物状况调查分析和测试技术指南》中的四酸(HCl-HNO₃-HF-HClO₄)消解法对样品消解后用原子吸收分光光度计测定。

DTPA提取态重金属含量用0.005 mol·L⁻¹的DTPA提取液浸提后采用火焰原子吸收分光光度计测定。通过TCLP实验来测定土壤中重金属的淋溶毒性,用原子吸收分光光度计测定TCLP提取态重金属含量。重金属在土壤中的化学形态采用BCR顺序提取法测定。

1.4 钝化效果评估

重金属钝化效率(Stabilizing efficiency, SE)按公式(1)计算:

$$SE = \frac{C_s - C_{bs}}{C_s} \times 100\% \quad (1)$$

式中: C_s为土壤重金属含量, mg·kg⁻¹; C_{bs}为钝化土壤重金属的可萃取含量, mg·kg⁻¹。

重金属环境风险指数(Environmental risk index, ERI)按公式(2)计算。ERI可分为五类:ERI低于1%,为无风险;ERI在1%~10%范围内,为低风险;ERI在

10%~30% 范围内,为中等风险;ERI 在 30%~50% 范围内,为高风险;ERI 高于 50%,为极高风险。

$$ERI = \frac{C_b}{C_L} \quad (2)$$

式中: C_b 为土壤中重金属的生物有效性含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_L 为《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的限定值。

重金属的修复效率(Remediation ratio, RR)由公式(3)计算得出。

$$RR = \frac{S_4}{S_1 + S_2 + S_3 + S_4} \times 100\% \quad (3)$$

式中: S_1 、 S_2 、 S_3 和 S_4 分别为BCR顺序提取中酸溶态、还原态、氧化态和残渣态重金属的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

作为对BCR法结果的检验,比较了酸消解法测定的4种形态(S_1 、 S_2 、 S_3 和 S_4)之和与重金属总量。

$$PR = \frac{S_1 + S_2 + S_3 + S_4}{TC} \quad (4)$$

式中: PR 为重金属的回收率(Percentage recovery),%; TC 为重金属的总含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。4种形态之和与重金属总量具有良好的一致性,一致率在95%~105%之间。

通过比较重金属的潜在活动形态($S_1 + S_2 + S_3$)和稳定形态(S_4),可由公式(5)计算出重金属的潜在风险指数(Potential risk index, PRI)。 RI (Potential risk index of the individual contamination)是单个金属的潜在风险指数(公式6), TRI (Potential risk index of the overall contamination)是总体污染潜在风险指数(公式7)。 PRI 和 TRI 可用于土壤、污泥、生物炭和其他材料中重金属的风险评估。

$$PRI = \frac{S_1 + S_2 + S_3}{S_4} \quad (5)$$

$$RI = T \times PRI \quad (6)$$

$$TRI = \sum RI \quad (7)$$

式中: T 为单个重金属的毒性系数,Zn、Cr、Cu、Ni、Pb和Cd的 T 值依次为1、2、5、6、5和30。

1.5 数据处理

使用Excel 2016和Statistic 7.0软件对实验数据进行处理,采用Duncan多重比较法进行差异显著性检验,使用Origin 2019b制图。

2 结果与分析

2.1 污泥-凹凸棒石共热解生物炭对土壤理化性质的影响

对钝化后的土壤进行理化性质的测定,结果见表2。矿区重金属污染土壤呈现弱碱性,添加共热解生

物炭后土壤的碱性整体增加,说明该生物炭对土壤的酸碱度影响显著。与CK相比,添加钝化剂后的土壤pH增加了0.49~0.87个单位,其中SAB25处理使土壤pH增加最多。

表2 污泥生物炭钝化重金属污染土壤的pH、CEC和EC
Table 2 The pH, CEC and EC of heavy metals polluted soil stabilized by sludge biochar

处理 Treatment	pH	EC/($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	CEC/($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)
CK	7.74±0.19d	490.36±8.32e	5.83±0.06f
SAB0	8.23±0.03c	549.99±4.97d	6.43±0.07e
SAB5	8.31±0.03bc	584.72±15.63c	7.47±0.16d
SAB10	8.42±0.03b	626.29±11.26b	8.75±0.09b
SAB15	8.49±0.01ab	668.04±9.58a	8.13±0.09c
SAB20	8.39±0.06b	580.24±9.59c	8.80±0.04b
SAB25	8.61±0.17a	574.10±3.53c	9.88±0.18a
SAB30	8.39±0.07bc	571.64±11.43d	8.91±0.12b
F值 F-value	20.73***	70.83**	418.83***

注:数据为3次重复的平均值;不同小写字母代表处理间差异显著($P<0.05$);***影响极显著($P<0.001$),**影响显著($P<0.01$),*影响较显著($P<0.05$)。下同。

Note: The data is the average value of three repetitions; Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$); *** indicates significant influence at $P<0.001$, ** indicates significant influence at $P<0.01$, * indicates significant influence at $P<0.05$. The same below.

整体来说,共热解生物炭对钝化土壤的EC影响显著($P<0.01$)。土壤EC随着生物炭中凹凸棒石含量的增加显示出先增后减的趋势,这可能是由于投加碱性凹凸棒石提高了污泥的pH,使混合物中的可溶性阳离子发生沉淀^[25],但整体EC仍高于CK处理,当凹凸棒石含量为15%时达到最大。

加入钝化剂后的土壤CEC相比于原污染土样有了很大变化,整体呈增加趋势,从CK的5.83 $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加至SAB25的9.88 $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,增幅最大达到了69.5%。虽然污泥-凹凸棒石共热解生物炭的添加对土壤CEC的影响极显著,但是不同处理的数据间没有明显的规律性,因此无法具体分析产生这种变化的原因,可能是由于土壤CEC对钝化条件的响应比较敏感。

2.2 土壤重金属的生物有效态及钝化效果评价

DTPA提取态和TCLP提取态重金属含量是评价重金属生物有效性的指标。不同凹凸棒石含量的污泥-凹凸棒石共热解生物炭的添加影响了DTPA提取态和TCLP提取态重金属的含量(图1)。与CK处理相比,污泥-凹凸棒石共热解生物炭添加后,Zn、Cr的DTPA提取态和TCLP提取态含量呈现下降的趋势,

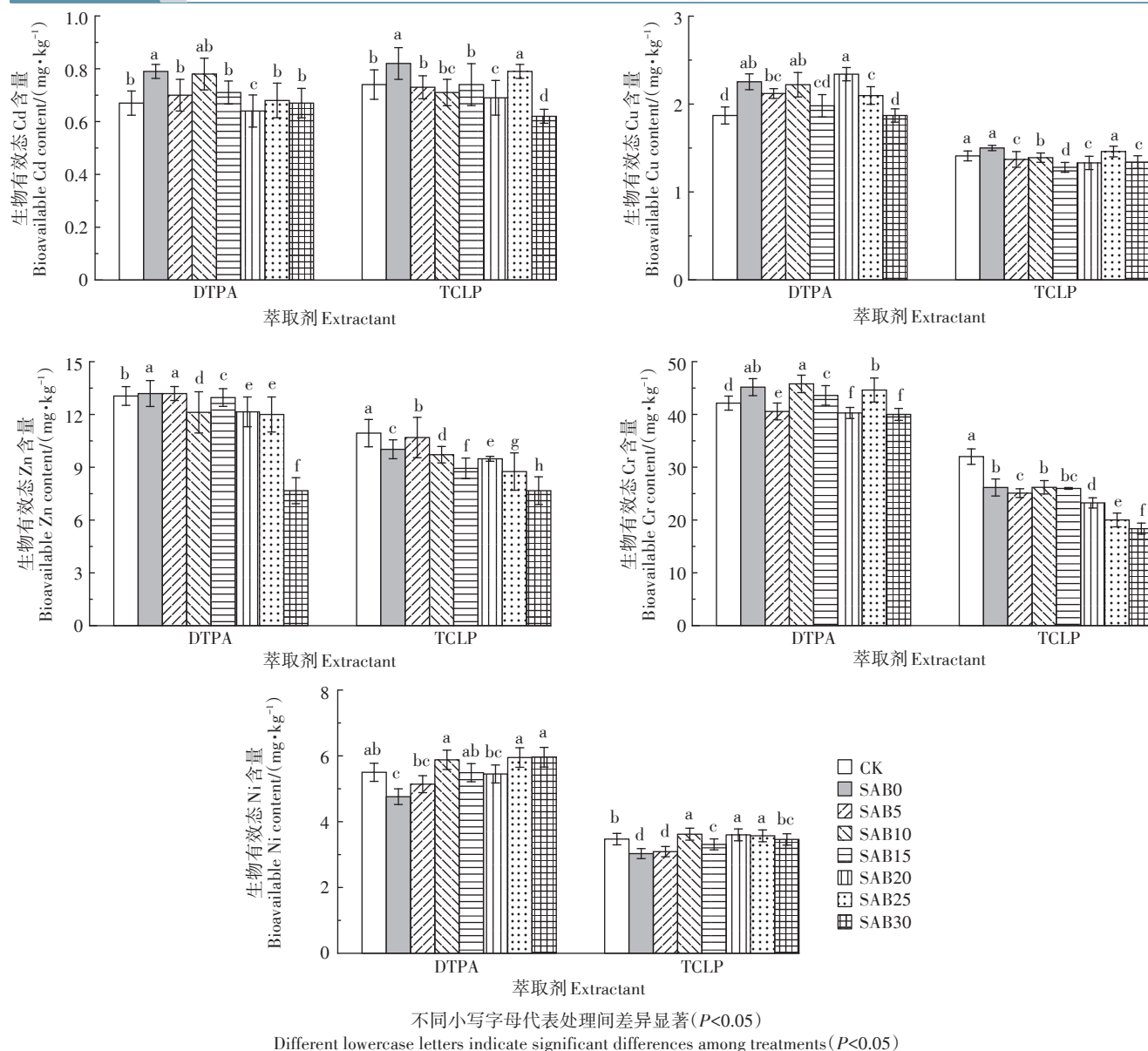


图1 污泥生物炭钝化土壤中重金属的生物有效态含量

Figure 1 Bioavailabilities of heavy metals in soil stabilized with sludge biochar

且添加量在15%以上的处理影响显著,添加量为30%时的效果最好。Cu、Cd的DTPA和TCLP提取态含量整体变化幅度较小,部分处理有升高的趋势,可能是在较长钝化时间后,一些难溶的重金属盐缓慢释放到土壤中造成的。SAB0、SAB5和SAB10处理对土壤中Ni的DTPA和TCLP提取态含量均有降低作用,但是生物炭中凹凸棒石的含量增大后反而会失去这种作用,甚至会使土壤中的Ni释放出来,导致土壤中Ni的DTPA和TCLP提取态含量增加。

添加不同凹凸棒石含量的生物炭处理下的DTPA提取态和TCLP提取态重金属的钝化效率见表3。可以看出,对于DTPA提取态重金属,不同凹凸棒石

含量的污泥-凹凸棒石共热解生物炭对Cu的钝化效率最高,在SAB15处理下钝化效率最大,为94.75%。共热解生物炭对重金属Cd和Cr的DTPA提取态的钝化效率低于同浓度的Cu,但均随凹凸棒石添加量增大而增大,在SAB30处理下钝化效率达到最大,分别为94.36%和92.60%。污泥-凹凸棒石共热解生物炭对Ni的DTPA提取态的钝化效率随着凹凸棒石浓度的升高而降低,SAB5处理下达到最大,为86.63%。对Zn的DTPA提取态来说,SAB10处理的钝化效率最大,为91.02%,最小为SAB5,为88.91%。

对于TCLP提取态重金属,添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭对Zn的钝化效率最高,随着凹凸棒石

表3 污泥生物炭钝化土壤中重金属的钝化效率(SE , %)Table 3 The stabilization efficiency(SE) of heavy metals in soil stabilized with sludge biochar (%)

重金属 Heavy metal	萃取剂 Extractant	CK	SAB0	SAB5	SAB10	SAB15	SAB20	SAB25	SAB30	F值 F-value
Cd	DTPA	93.16	93.29	93.43	93.54	93.76	94.06	94.32	94.36	1.88*
	TCLP	92.44	93.05	92.92	94.12	93.53	93.57	93.39	94.71	2.90**
Cu	DTPA	94.45	94.06	94.03	94.38	94.75	93.52	94.67	94.72	1.62
	TCLP	95.60	95.01	95.30	94.98	95.23	94.48	93.74	93.42	2.90**
Ni	DTPA	85.17	87.41	86.63	86.27	86.31	86.47	85.95	85.55	1.98
	TCLP	90.65	91.97	91.96	91.54	91.75	91.06	91.57	91.62	2.03
Zn	DTPA	88.24	90.02	88.91	91.02	89.89	89.87	91.01	89.89	2.46*
	TCLP	98.60	98.72	98.70	98.82	98.91	98.83	99.00	99.03	7.11***
Cr	DTPA	91.39	92.35	92.34	92.42	92.38	92.49	92.54	92.60	43.16***
	TCLP	93.46	95.58	95.26	95.66	95.46	95.67	96.65	96.51	43.16***

添加量的升高钝化效率增大,在SAB30处理下钝化效率最大,为99.03%。生物炭对金属Cd、Cr和Ni的TCLP提取态的钝化效率低于同浓度的金属Zn,但也随凹凸棒石添加量的增大而增大,在SAB30处理下钝化效率最大,分别为94.71%、96.51%、91.62%。污泥-凹凸棒石共热解生物炭对Cu的TCLP提取态的钝化效率随着凹凸棒石添加量的升高而降低,SAB5处理下达到最大,为95.30%。

2.3 土壤重金属的BCR化学形态

采用BCR顺序提取法对土壤、污泥、生物炭等材料中重金属的化学形态进行分析,并采用 PR 和 TRI 对土壤和污泥生物炭中重金属的风险进行评估,结果见表4。在添加共热解生物炭钝化处理的过程中,污染土壤中重金属的各化学形态之间会相互转化。酸溶态和还原态的Cd含量随着共热解生物炭中凹凸棒石含量的增加而下降,氧化态和残渣态的Cd含量升高,主要以残渣态Cd的形式存在,其中SAB15处理效果最好,与CK相比,残渣态Cd含量增幅为113.42%。酸溶态Cu和氧化态Cu的含量随凹凸棒石含量的增加不断下降,而还原态Cu含量与CK相比增加了24.37%~74.15%;残渣态Cu含量上升,但上升幅度较小,其中SAB20处理下残渣态Cu含量增加幅度最大,为18.80%。重金属Zn在共热解生物炭处理后,酸溶态和还原态的含量降低,氧化态和残渣态Zn含量升高;与CK相比,酸溶态Zn含量降低了7.04%~32.41%,残渣态Zn含量上升了17.35~21.64%,其中SAB5处理效果最好。添加共热解生物炭后,土壤中重金属Ni的酸溶态含量和残渣态含量没有发生明显的变化,还原态Ni含量升高,氧化态Ni含量降低,表明在整个钝化过程中,Ni主要发生还原态和氧化态

之间的转化。在添加共热解生物炭后,土壤中重金属Cr的氧化态和残渣态含量达到了Cr总量的80%以上,其中SAB15处理效果最好。

PR 表示重金属的一致率,由表4可知,4种形态之和与重金属总量具有良好的一致性, PR 在82%~105%之间。重金属的 TRI 随着共热解生物炭中凹凸棒石含量的增加显示出先减后增的变化趋势,但均低于CK处理。钝化处理后,与CK相比,SAB15处理时 TRI 降低最显著,下降幅度为48.41%,其次是SAB20,下降幅度为47.70%,SAB0、SAB5、SAB10、SAB25和SAB30处理时 TRI 降幅分别为12.90%、30.67%、34.46%、35.24%和28.21%。结果表明,污泥-凹凸棒石的共热解生物炭具有很好的钝化效果,能显著降低土壤中重金属的总体污染潜在风险指数。

2.4 土壤重金属的风险评价

为了更好地分析及预防重金属污染,通过计算钝化后的土壤重金属含量,对其进行等级划分。由表5可知,对于DTPA提取态重金属,经过钝化处理后,Cr、Cu、Ni、Zn的 ERI 均小于1,为无风险,而Cd的 ERI 为低风险。对于TCLP提取态重金属,经过钝化处理后,Cr、Ni、Zn的 ERI 均小于1,为无风险,而Cd和Cu的 ERI 均为低风险。添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭处理后,矿区重金属污染土壤中重金属的生物可利用性明显下降,表明共热解生物炭对污染土壤中的Cd、Zn、Cu、Ni、Cr具有很好的控制作用。

图2为不同凹凸棒石含量的污泥基生物炭钝化处理土壤中Cd、Cu、Ni、Zn、Cr的 PR 。可以看出,与CK处理相比,在SAB5时Cu和Zn的 PR 降幅最大,分别为22.62%和39.32%。重金属Cd的 PR 随着投加量的增加呈现出先降低后增加的趋势,与CK处理相

表4 污泥生物炭钝化土壤中重金属的BCR连续提取态含量、修复效率(*RR*)、一致率(*PR*)和总体污染潜在风险指数(*TRI*)Table 4 BCR sequential extraction, remediation ratio(*RR*), percentage recovery(*PR*) of heavy metals and the potential risk index of the overall contamination(*TRI*) in soil stabilized with sludge biochar

重金属 Heavy metal	项目 Item	CK	SAB0	SAB5	SAB10	SAB15	SAB20	SAB25	SAB30
Cu	酸溶态/(mg·kg ⁻¹)	4.34	2.88	2.77	2.59	2.89	2.88	2.15	2.62
	还原态/(mg·kg ⁻¹)	6.73	9.72	8.53	8.37	9.78	11.72	9.97	8.94
	氧化态/(mg·kg ⁻¹)	4.05	2.45	2.35	3.28	2.15	2.75	3.02	2.78
	残渣态/(mg·kg ⁻¹)	6.01	6.62	6.99	6.73	6.73	7.14	6.72	6.43
	<i>RR</i> /%	28.44	30.55	33.87	32.09	31.23	29.15	30.74	30.96
	<i>PR</i> /%	103.83	91.67	88.09	82.59	91.43	86.57	90.48	91.62
	<i>PRI</i>	2.52	2.27	1.95	2.12	2.20	2.43	2.25	2.23
Zn	酸溶态/(mg·kg ⁻¹)	147.53	125.81	99.72	137.14	115.05	128.44	129.27	113.38
	还原态/(mg·kg ⁻¹)	387.45	357.34	339.15	329.77	336.34	356.34	359.73	345.23
	氧化态/(mg·kg ⁻¹)	53.68	77.65	77.80	72.08	72.03	58.72	76.90	72.52
	残渣态/(mg·kg ⁻¹)	182.14	253.45	263.12	248.36	236.92	246.82	258.39	241.25
	<i>RR</i> /%	23.63	31.13	33.74	31.54	31.16	31.23	31.35	31.23
	<i>PR</i> /%	98.63	103.67	95.18	98.75	92.69	97.53	102.36	97.60
	<i>PRI</i>	3.23	2.21	1.96	2.17	2.21	2.20	2.19	2.20
Cd	酸溶态/(mg·kg ⁻¹)	4.15	3.61	3.48	3.28	3.34	3.21	3.36	3.35
	还原态/(mg·kg ⁻¹)	2.27	2.19	2.07	2.01	1.45	1.43	1.84	2.12
	氧化态/(mg·kg ⁻¹)	1.03	1.61	2.15	2.26	1.98	1.57	2.57	2.38
	残渣态/(mg·kg ⁻¹)	2.31	2.67	3.65	3.88	4.93	4.59	4.11	3.64
	<i>RR</i> /%	23.67	26.49	32.16	33.95	42.14	42.50	34.60	31.68
	<i>PR</i> /%	99.72	85.37	107.16	94.63	102.24	100.71	99.34	98.04
	<i>PRI</i>	3.23	2.78	2.11	1.95	1.37	1.35	1.89	2.16
Cr	酸溶态/(mg·kg ⁻¹)	54.24	28.54	28.16	31.92	17.52	32.91	31.91	37.13
	还原态/(mg·kg ⁻¹)	43.26	32.36	33.78	37.25	30.24	39.47	34.74	39.27
	氧化态/(mg·kg ⁻¹)	168.37	222.78	236.35	227.16	236.56	224.35	226.77	219.77
	残渣态/(mg·kg ⁻¹)	209.65	208.66	193.27	201.34	208.94	194.47	197.12	206.57
	<i>RR</i> /%	44.09	42.38	39.32	40.46	42.36	39.59	40.18	41.09
	<i>PR</i> /%	97.17	83.40	92.82	82.40	86.21	91.61	82.04	95.51
	<i>PRI</i>	1.27	1.36	1.54	1.47	1.36	1.53	1.49	1.43
Ni	酸溶态/(mg·kg ⁻¹)	1.89	1.68	1.69	1.43	1.33	1.58	1.62	1.53
	还原态/(mg·kg ⁻¹)	4.25	5.54	5.96	5.32	6.40	5.61	5.75	6.43
	氧化态/(mg·kg ⁻¹)	10.13	9.92	9.82	8.92	8.68	9.23	8.34	9.67
	残渣态/(mg·kg ⁻¹)	21.27	21.85	21.45	21.47	21.36	21.36	21.62	21.09
	<i>RR</i> /%	56.66	56.04	55.11	57.81	56.55	56.54	57.92	54.47
	<i>PR</i> /%	101.19	103.18	101.15	86.70	94.23	93.79	88.09	93.88
	<i>PRI</i>	0.76	0.78	0.81	0.73	0.77	0.77	0.73	0.84
<i>TRI</i>		119.69	104.26	82.99	78.45	61.75	62.60	77.51	85.93

比,在SAB20时降低幅度最大,为58.20%。各处理条件下Cr的*PRI*较CK均有所增加,增加幅度为7.09%~21.26%。重金属Ni的*PRI*在SAB10和SAB25处理下较CK降低了3.95%。

3 讨论

污泥基生物炭对土壤中重金属的吸附通常是多种吸附机理共同作用形成的。污泥改性处理的方法

不同,也会造成污泥基生物炭的形态结构和化学成分发生重大变化,因而不同改性方法的污泥基生物炭的吸附机理各有差异^[26]。与单一的污泥热解炭化相比,协同炭化可以改变污泥特性,从而提高污泥基生物炭的钝化能力。WANG等^[27]的研究结果表明,污泥与生物质协同热解制备的生物炭为碱性,共热解后所得到的生物炭具有更高的热稳定性、芳香性、碳化程度和pH,且具有丰富的孔隙结构和P、K营养成分。

表5 污泥生物炭钝化土壤中重金属的环境风险指数(ERI)

Table 5 The environmental risk indexes(ERI) of heavy metals in soil stabilized with sludge biochar

重金属 Heavy metal	萃取剂 Extractant	CK	SAB0	SAB5	SAB10	SAB15	SAB20	SAB25	SAB30
Cu	DTPA	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	TCLP	1.41	1.50	1.37	1.39	1.28	1.33	1.46	1.34
Zn	DTPA	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	TCLP	0.04	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Cd	DTPA	1.12	1.32	1.16	1.30	1.19	1.06	1.13	1.11
	TCLP	1.23	1.37	1.25	1.18	1.23	1.15	1.32	1.03
Cr	DTPA	0.17	0.18	0.16	0.18	0.17	0.16	0.18	0.16
	TCLP	0.13	0.10	0.10	0.10	0.10	0.09	0.08	0.07
Ni	DTPA	0.09	0.08	0.09	0.10	0.09	0.09	0.10	0.10
	TCLP	0.06	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06

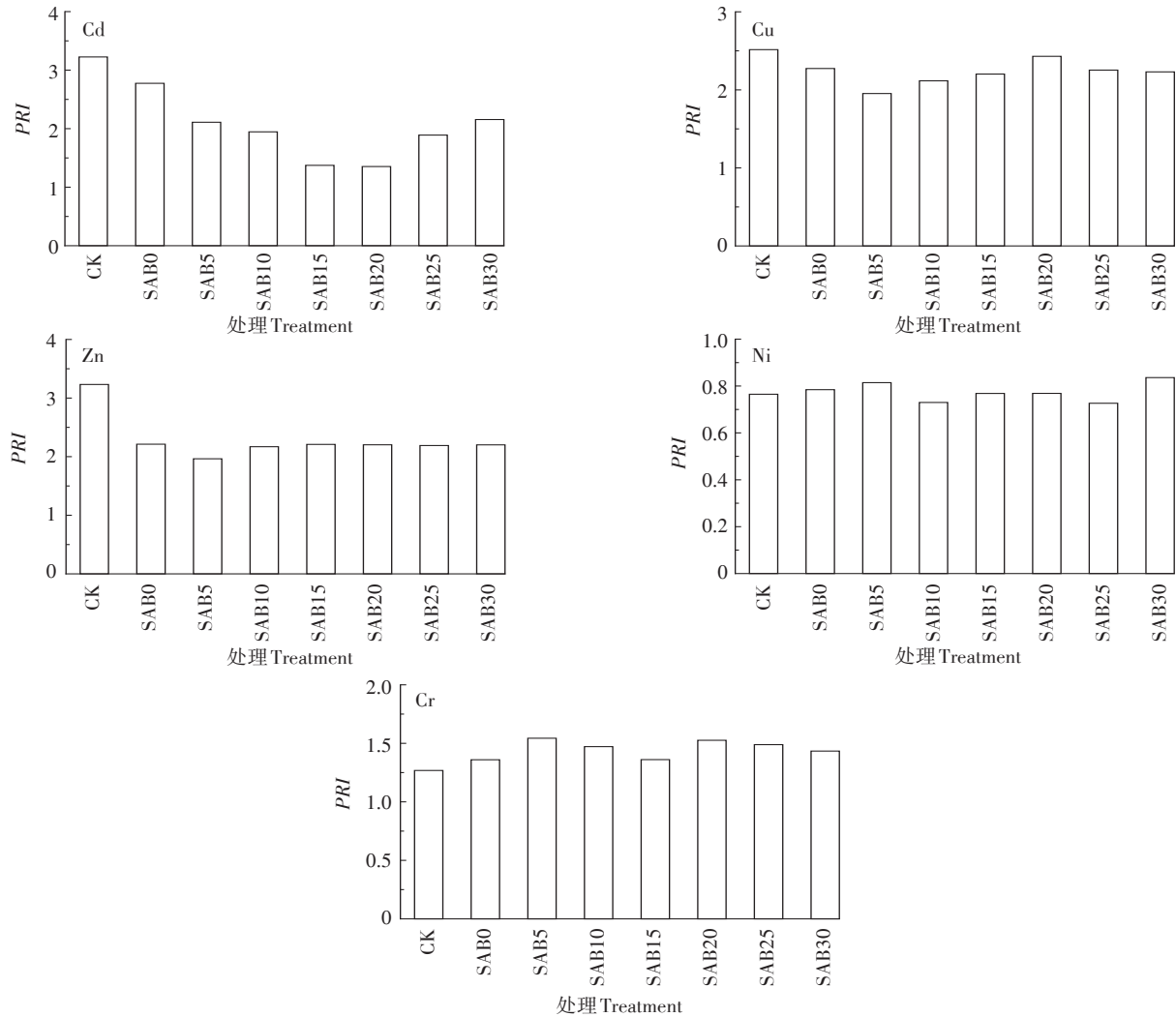


图2 污泥生物炭钝化土壤中重金属的潜在风险指数(PRI)

Figure 2 The potential risk indexes(PRI) of heavy metals in soil stabilized with sludge biochar

KHOSSAIN 等^[28]将废水污泥热解后制成污泥生物炭,以圣女果作为实验植物进行盆栽实验,结果表明污泥生物炭提高了作物产量,果实中的所有金属浓度均低于食品标准的最高限值。刘凯传等^[29]以污泥和秸秆

为原料制备了污泥秸秆混合基生物炭,结果表明所制备的生物炭具有较大的比表面积和微孔数量,能有效地改善土壤性质,土壤中的 CEC、有机碳、微生物量碳、碱解氮和速效磷的含量都明显提高。

添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭后,污染土壤的pH较对照处理显著增加。这是因为制备的生物炭自身呈碱性,且含有羟基等基团和Na、Mg和K等盐基离子,加入土壤后降低了土壤中交换性H⁺和交换性Al³⁺的含量^[30],从而使得土壤的pH增加;此外,污泥生物炭中含有大量的碱性物质^[31],土壤pH也会随着这些碱性物质释放到土壤中而逐渐升高。共热解生物炭中含有的大量磷酸盐等无机矿物以及其表面的羧基、羟基等有机含氧基团均能与土壤中重金属通过吸附、沉淀和络合等作用实现重金属的固定^[32]。

将凹凸棒石添加到污泥中制备共热解生物炭过程中,凹凸棒石脱去吸附水和沸石水,其孔隙变大、比表面积增加、活性交换位点增多,而且热解过程中凹凸棒石与污泥的化学官能团之间会产生一系列复杂的反应,增强了污泥-凹凸棒石共热解生物炭对重金属的吸附能力。加入共热解生物炭后矿区污染土壤中Cd、Cu、Ni、Zn、Cr的酸溶态、还原态含量降低,残渣态含量升高,这说明添加污泥生物炭能有效降低污染土壤中Cd、Cu、Ni、Zn、Cr的迁移性及生物有效性,这与MENDEZ等^[33]、汤传武等^[34]的研究结果一致。

4 结论

(1)将不同凹凸棒石含量的污泥-凹凸棒石共热解生物炭加入矿区重金属污染土壤进行钝化处理后,所有处理的土壤pH较原土均有所增加,土壤电导率、阳离子交换量也有所增加。

(2)经钝化处理后,矿区重金属污染土壤中Cd、Cu、Ni、Zn、Cr的TCLP提取态重金属含量均下降;除Cu的DTPA提取态含量增加了5.93%~24.97%外,Cd、Ni、Zn、Cr的DTPA提取态含量均呈降低的趋势。酸溶态的Cd、Cu、Ni、Zn、Cr也向更加稳定的残渣态转化,重金属的4种化学形态之和与其总量具有良好的一致性。重金属的总体污染潜在风险指数随着凹凸棒石含量的增加呈现先减后增的趋势,但所有处理下的风险指数值均低于对照处理。以总体污染潜在风险指数作为评价指标,在污泥中添加15%的凹凸棒石能显著降低土壤重金属的环境风险。

(3)在矿区重金属污染土壤中添加污泥-凹凸棒石共热解生物炭后,Cd、Cu、Ni、Zn、Cr的环境风险指数均低于2,依据土壤管控标准,风险等级均属于低风险水平,其生态毒性降低。整体来说,Cd、Cu、Ni和Zn的潜在风险指数较对照均有所下降;虽然Cr的潜在风险指数有所升高,但所有的处理条件下Cr的

污染等级均为轻度。

参考文献:

- [1] 黄益宗,郝晓伟,雷鸣,等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):409-417. HUANG Y Z, HAO X W, LEI M, et al. The remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):409-417.
- [2] LIU R P, XU Y N, ZHANG J H, et al. Effects of heavy metal pollution on farmland soils and crops: A case study of the Xiaolinling gold belt, China[J]. *China Geology*, 2020, 3(3):402-410.
- [3] 梁雅雅,易筱筠,党志,等. 某铅锌尾矿库周边农田土壤重金属污染状况及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1):103-110. LIANG Y Y, YI X Y, DANG Z, et al. Pollution and risk assessment of heavy metals in agricultural soils around a Pb-Zn tailing pond[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1):103-110.
- [4] ZHANG Q Q, SONG Y F, WU Z, et al. Effects of six-year biochar amendment on soil aggregation, crop growth, and nitrogen and phosphorus use efficiencies in a rice-wheat rotation[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 242(5):118435.
- [5] CICERO C F, JHON K M, JUSCIMAR S, et al. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil[J]. *Geoderma*, 2019, 344:31-39.
- [6] AHN J Y, KANG S H, HWANG K Y, et al. Evaluation of phosphate fertilizers and red mud in reducing plant availability of Cd, Pb and Zn in mine tailings[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(3):2659-2668.
- [7] CHANG Y T, HIS H C, HSEU Z Y, et al. Chemical stabilization of cadmium in acidic soil using alkaline agronomic and industrial by-products[J]. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 2013, 48(13):1748-1756.
- [8] LI L F, AI S Y, WANG Y H, et al. *In situ* field-scale remediation of low Cd-contaminated paddy soil using soil amendments[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2016, 227(9):342.
- [9] YIN P, SHI L. Remediation of Cd, Pb, and Cu-contaminated agricultural soil using three modified industrial by-products[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(11):1-14.
- [10] 王忠科,李刚,王格格,等. 污泥-锯末共热解生物炭的制备及土壤应用[J]. 现代化工, 2017, 37(1):147-150, 152. WANG Z K, LI G, WANG G G, et al. Preparation of biochar from co-pyrolysis of sludge-sawdust and its application in soil[J]. *Modern Chemical Industry*, 2017, 37(1):147-150, 152.
- [11] 韩熙,张锡洲,余海英,等. 钝化材料复配对土壤Cd生物有效性的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(10):2884-2891. HAN X, ZHANG X Z, YU H Y, et al. Effects of compounds of passivation materials on bioavailability of Cd in soils[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(10):2884-2891.
- [12] 郝敏,李艳伟,韩剑宏,等. 玉米芯基和污泥基生物炭对盐碱土壤理化性质及重金属有效性的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2019, 37(1):27-33. HAO M, LI Y W, HAN J H, et al. Effects of biochar derived from corn cob and sludge on physical and chemical properties

- and heavy metal availability of saline-sodic soil[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2019, 37(1): 27-33.
- [13] 赵廷伟, 李洪达, 周薇, 等. 施用凹凸棒石对Cd污染农田土壤养分的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(10): 2313-2318. ZHAO T W, LI H D, ZHOU W, et al. Effects of attapulgite application on soil nutrients in Cd-contaminated farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(10): 2313-2318.
- [14] XU C B, QI J, YANG W J, et al. Immobilization of heavy metals in vegetable-growing soils using nano zero-valent iron modified attapulgite clay[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 686: 476-483.
- [15] ZHOU D, LIU D, GAO F X, et al. Effects of biochar-derived sewage sludge on heavy metal adsorption and immobilization in soils[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017, 14(7): 681.
- [16] YANG Y Q, CUI M H, REN Y G, et al. Towards understanding the mechanism of heavy metals immobilization in biochar derived from co-pyrolysis of sawdust and sewage sludge[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2020, 38(8): 1-8.
- [17] DAI L, REN J, TAO L, et al. Effect of sludge biochars obtained at different pyrolysis temperatures on the adsorption of Cd(II) by loess in northwestern China[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2017, 4(26): 1485-1492.
- [18] 王志朴, 热则耶, 张大旺, 等. 污泥基生物炭用于土壤中Cr的钝化及作用机制分析[J]. 环境工程, 2021, 39(5): 178-183. WANG Z P, RE Z Y, ZHANG D W, et al. Effect and possible mechanism of immobilization of chromium in the soil amended by biochar derived from sewage sludge[J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(5): 178-183.
- [19] 吴继阳, 郑凯琪, 杨婷婷, 等. 污泥生物炭对土壤中Pb和Cd的生物有效性的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(10): 5757-5763. WU J Y, ZHENG K Q, YANG T T, et al. Remediation of Pb and Cd contaminated soil by sludge biochar[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(10): 5757-5763.
- [20] 黄黎粤, 丁竹红, 胡忻, 等. 生物炭施用对小麦和玉米幼苗根际和非根际土壤中Pb、As和Cd生物有效性的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 348-355. HUANG L Y, DING Z H, HU X, et al. Effects of biochars on bioavailability of Pb, As, and Cd in the rhizosphere and non-rhizosphere soil of corn and wheat seedlings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(2): 348-355.
- [21] FANG S E, TSANG D C, ZHOU F S, et al. Stabilization of cationic and anionic metal species in contaminated soils using sludge-derived biochar[J]. *Chemosphere*, 2016, 149: 263-271.
- [22] WANG Z P, SHU X Q, ZHU H N, et al. Characteristics of biochars prepared by co-pyrolysis of sewage sludge and cotton stalk intended for use as soil amendments[J]. *Environmental Technology*, 2020, 41(11): 1347-1357.
- [23] ZAHRA K, MAJID A, MOHAMMAD R M. Effect of sewage sludge and its biochar on chemical properties of two calcareous soils and maize shoot yield[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2017, 63(2): 198-212.
- [24] 任珺, 刘丽莉, 陶玲, 等. 甘肃地区凹凸棒石的矿物组成分析[J]. 硅酸盐通报, 2013, 32(11): 2362-2365. REN J, LIU L L, TAO L, et al. Mineral composition analysis of attapulgite from Gansu area[J]. *Bulletin of the Chinese Ceramic Society*, 2013, 32(11): 2362-2365.
- [25] DAI L, REN J, TAO L, et al. Chemical speciation and phytoavailability of Cr, Ni, Zn and Cu in loess amended with attapulgite-stabilized sewage sludge[J]. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 2019, 31(1): 112-119.
- [26] 陈坦, 周泽宇, 孟瑞红, 等. 改性污泥基生物炭的性质与重金属吸附效果[J]. 环境科学, 2019, 40(4): 1842-1848. CHEN T, ZHOU Z Y, MENG R H, et al. Characteristics and heavy metal adsorption performance of sewage sludge-derived biochar from co-pyrolysis with transition metals[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(4): 1842-1848.
- [27] WANG J X, LIU P, LAI F Y, et al. Pyrolysis of different sewage sludge feedstocks for biochar products: Characterization and application[J]. *Journal of Central South University*, 2020, 27(11): 3302-3319.
- [28] KHOSSAIN M, STREZOV V, FNELSON P. Comparative assessment of the effect of wastewater sludge biochar on growth, yield and metal bioaccumulation of cherry tomato[J]. *Pedosphere*, 2015, 25(5): 680-685.
- [29] 刘凯传, 刘佳欢, 孙甲玉, 等. 污泥-秸秆混合基生物炭对土壤性质和植物生长的影响[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2018, 49(6): 1015-1019. LIU K C, LIU J H, SUN J Y, et al. Effect of sludge-straw mixture biochar on soil properties and plant growth[J]. *Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science Edition)*, 2018, 49(6): 1015-1019.
- [30] 马涛, 宋元红, 李贵桐, 等. 市政污泥生物质炭重金属含量及其形态特征[J]. 中国农业大学学报, 2013, 18(2): 189-194. MA T, SONG Y H, LI G T, et al. Characteristics of the form and concentration of heavy metals in the biochar made from municipal sewage sludge[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2013, 18(2): 189-194.
- [31] ZHAO Y H, ZHAO L, MEI Y Y, et al. Release of nutrients and heavy metals from biochar-amended soil under environmentally relevant conditions[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(3): 2517-2527.
- [32] 陶雪, 杨琥, 季荣, 等. 固定剂及其在重金属污染土壤修复中的应用[J]. 土壤, 2016, 48(1): 1-11. TAO X, YANG H, JI R, et al. Stabilizers and their applications in remediation of heavy metal-contaminated soil[J]. *Soil*, 2016, 48(1): 1-11.
- [33] MENDEZ A, GOMEZ A, PAZFERREIRO J, et al. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1354-1359.
- [34] 汤传武, 刘立恒, 黄蓉, 等. 制备工艺对nZVI/污泥基生物炭中Zn、Cu、Pb形态分布及其生态风险的影响[J]. 环境工程, 2020, 38(10): 216-221. TANG C W, LIU L H, HUANG R, et al. Effect of preparation process on speciation distribution and ecological risk of Zn, Cu, and Pb in nZVI/sludge based biochars[J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(10): 216-221.

(责任编辑:宋潇)