

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.03.020

邓林, 戴青云, 周金泉, 等. 有色金属冶炼厂周边砷镉复合污染土壤的钝化材料研究. 土壤, 2023, 55(3): 619–625.

有色金属冶炼厂周边砷镉复合污染土壤的钝化材料研究^①

邓林^{1,2}, 戴青云^{1,2}, 周金泉¹, 桂娟^{1,2}, 和君强^{1,2}, 符云聪^{1,2}, 刘代欢^{1,2*}

(1 永清环保股份有限公司, 长沙 410330; 2 土壤养分管理与污染修复国家工程研究中心, 南京 210008)

摘要: 为筛选适宜有色金属冶炼厂周边砷(As)镉(Cd)污染土壤修复的复合钝化材料, 通过室内模拟试验, 研究了包含 2,4,6-三巯基均三嗪三钠(TMT)、铁盐、黏土矿物、铝基材料等材料的最优复配配方。结果显示: 相同试验条件下, 添加 C1(黏土矿物+TMT)、C2(钙镁磷肥+铁盐+沸石+TMT)、C3(铁盐+铝基材料+TMT)三种钝化材料后, 有色金属冶炼厂周边土壤中酸浸提态 As、Cd 浓度均达到 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》IV类标准。随着时间的推移, 添加 1.0% 的 C3 材料钝化重金属 As、Cd 效果最好, 其中, 酸浸提态 As、Cd 含量降低率最高可达 96.95%、99.37%。通过 Tessier 法形态分析可知, C3 钝化材料能使重金属 As、Cd 的形态从可交换态、铁锰氧化物结合态慢慢向残渣态转化, 起到同时钝化 As、Cd 的效果, 降低 As、Cd 的迁移能力, 从而降低冶炼厂周边 As、Cd 重金属污染环境风险。

关键词: 有色金属冶炼厂; 砷、镉; 2,4,6-三巯基均三嗪三钠(TMT); 铁盐; 铝基材料; 钝化

中图分类号: X53 文献标志码: A

Research on Passivation Materials for As and Cd Compound Contaminated Soil Around Non-ferrous Metal Smelters

DENG Lin^{1,2}, DAI Qingyun^{1,2}, ZHOU Jinquan¹, GUI Juan^{1,2}, HE Junqiang^{1,2}, FU Yuncong^{1,2}, LIU Daihuan^{1,2*}

(1 *Yonker Environmental Protection Co., Ltd., Changsha 410330, China*; 2 *National Engineering Research Center for Soil Nutrient Management and Pollution Remediation, Nanjing 210008, China*)

Abstract: In order to screen out the composite passivation materials suitable for the remediation of arsenic (As) cadmium (Cd) contaminated soil around non-ferrous metal smelters, 2,4,6-trimine trisodium (TMT), iron salt, clay minerals and aluminum-based material were selected and the optimal compound formula for Cd and As passivation was studied. The results showed that under the same test conditions, after adding three passivation materials: C1 (clay mineral + TMT), C2 (calcium, magnesium and phosphorus fertilizer + iron salt + zeolite + TMT), C3 (iron salt + aluminum-based material + TMT), the concentrations of acid soluble As and Cd in the soils around the non-ferrous metal smelter had reached the Category IV Standard of GB 3838—2002 "Environmental Quality Standard for Surface Water". With the passage of time, adding 1.0% C3 had the best passivation effect. Among them, the reduction rates of acid soluble As and Cd concentrations could be up to 96.95% and 99.37%, respectively. Tessier five-step extraction analysis showed that C3 slowly transferred the forms of As and Cd from the exchangeable form and iron-manganese oxide combined form to the residual form, suggesting its effect of passivating As and Cd at the same time, thus could reduce the migration ability of As and Cd, and reduce the pollution risk of As and Cd in the environment around the smelter.

Key words: Non-ferrous metal smelters; As and Cd; 2,4,6-trimercapto-s-triazine trisodium (TMT); Iron salts; Al-based materials; Passivation

工业活动在推动经济高速发展的同时, 无疑也带来了众多土壤污染问题。其中, 有色重金属冶炼带来的环境问题备受关注^[1-3]。作为“有色金属之乡”的湖南, 一直是各专家学者研究重金属污染的重点区

①基金项目: 中南有色金属冶炼场地综合防控及再开发安全利用技术研发与集成示范项目(2018YFC1802700) 和冶炼场地与周边重金属原位生物固定稳定修复技术及装备研发应用示范项目(2018YFC1802702)资助。

* 通讯作者(daihuan.liu@yonker.com.cn)

作者简介: 邓林(1989—), 女, 湖南常德人, 硕士研究生, 工程师, 主要从事土壤重金属污染稳定修复与植物修复研究。E-mail: lin.deng@yonker.com.cn

域,而重金属砷(As)、镉(Cd)污染又被列为重点研究对象^[4-7]。目前 As、Cd 复合污染土壤常用的修复技术以相对经济、快速的钝化修复为主^[8-9]。对于 As、Cd 复合污染土壤修复钝化材料,目前常见的有生物质炭类、磷酸盐类、铁基类、含硅类、黏土矿物类、有机肥类和新型材料^[10-12]。另外,也有少量学者利用铝基材料^[8-13]、无机硫化物^[14-15]来固定吸附重金属 As,但钝化效果不太理想,并且大都以污泥、废水、地下水为研究对象^[16-17],应用到有色金属冶炼厂周边污染土壤较少。

本研究以湖南省郴州市临武县某冶炼厂周边的 As、Cd 复合污染土壤为研究对象,选用硫酸盐、铁基、镁铝基材料、2,4,6-三巯基均三嗪三钠(TMT)等材料,采用毒性浸出法评估钝化材料对重金属 As、Cd 的稳定效果,筛选钝化 As、Cd 的最佳材料,并

进一步研究该钝化材料处理在稳定期间对 As、Cd 形态转化的影响,为有色金属冶炼厂周边污染土壤安全利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤:采自湖南郴州临武某冶炼厂周边,采样深度为 0~20 cm 表层,经风干、碾磨、过 2.0 mm 孔径筛后作为室内土培试验基础土样。土壤部分理化性质见表 1,根据 GB36600—2018《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》第二类用地标准^[18]和 DB43/T 1165—2016《重金属污染场地土壤修复标准》居住用地/地表水 IV 类标准^[19],土壤中 As 和 Cd 含量均超标。

表 1 供试土壤基本理化性质
Table 1 Physiochemical properties of experimented soil

| 土样来源 | pH | 全 As(mg/kg) | 全 Cd(mg/kg) | 酸浸提态 As(mg/kg) | 酸浸提态 Cd(mg/kg) |
|--------|------|-------------|-------------|----------------|----------------|
| 临武某冶炼厂 | 6.73 | 282.26 | 3.38 | 0.279 0 | 0.010 6 |

钝化材料:均是本课题通过前期土培试验筛选出的复配产品 C1、C2、C3。C1 复配材料为黏土矿物+TMT(4:1, $m:m$); C2 复配材料为钙镁磷肥+铁盐+沸石+TMT(2:2:1.5:1.5, $m:m$); C3 复配材料为铁盐+铝基材料+TMT(2:3.5:1.5, $m:m$)。其中,TMT 是一种无毒无害的重金属捕捉剂,按其纯度一般分为 TMT15(液体, $m/m=15%$)、TMT55(固体, $m/m=55%$)。本课题组近年来专注于利用 TMT55 含硫材料修复土壤重金属 Cd 污染,目前已有的研究成果包括发明专利两项(ZL201810970549.1、ZL201810970527.5),核心期刊 2 篇。TMT、黏土矿物、铝基材料、沸石、铁盐、钙镁磷肥分别来源于吴江市杏雄金属化工有限公司、河南诺赛德生物科技有限公司、淄博区圆梦五金经营部、巩义市森源水处理材料有限公司、安徽奥邦新材料有限公司、湖南省浏阳市焦溪高升生资店。

1.2 试验方法

试验选用 C1、C2、C3 三种材料,每种材料设计 3 种剂量(0.4%、0.6% 和 1.0%),每种剂量处理 3 个平行,并设置空白对照 1 个。试验中将各材料分别加入 200 g 基础土样中(投加量为质量分数),在塑料盆中充分混匀;再加去离子水 100 mL,保持土壤含水率 28% 左右(定期加水)进行培养,分别于培养 7、15、30 d 后采集土壤样品研磨后送检;并将上述筛选的最佳添加量的钝化材料处理土样进行 Tessier 五步提取,测定其可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、

有机物结合态、残渣态 As、Cd 含量,研究 As、Cd 复合污染土壤在钝化材料的作用下重金属形态随时间转化的规律。

土壤中重金属 As、Cd 酸浸提态采用 HJ/T 299—2007《固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法》^[20]测定,以硝酸和硫酸混合液作为浸提剂,浸提剂的 pH 为 3.20 ± 0.05 ,按照液固比 10:1($V:m$)进行浸提。该方法是模拟有害组分在酸性降水条件下浸出进入环境的过程。重金属全量用 HCl-HNO₃-HClO₄ 消解,原子吸收光谱仪(AAS)测定;pH 测定使用雷磁 PHS-3C 型 pH 计。

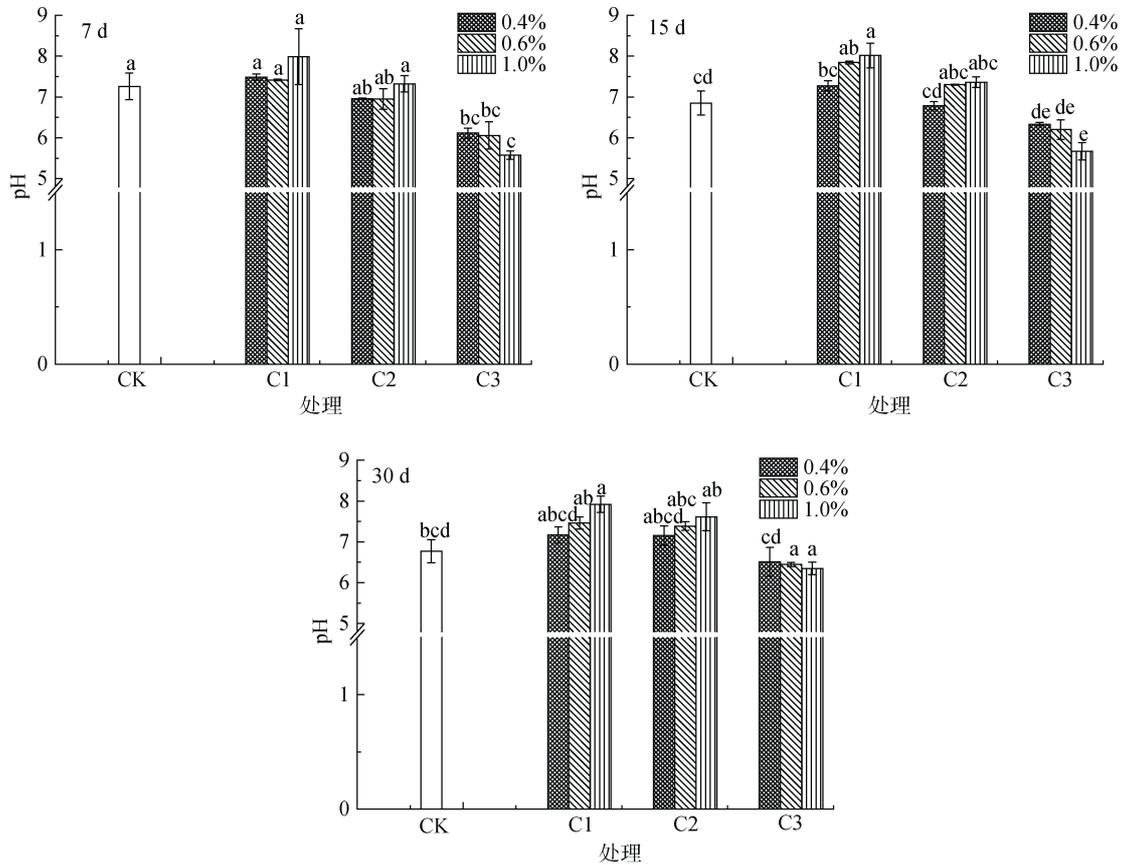
1.3 数据分析

采用 Microsoft Excel 2013 进行数据整理,SPSS 22.0 进行统计分析, LSD 法检验不同处理间差异显著性, Origin 8.0 制图。

2 结果与分析

2.1 不同钝化剂材料对土壤 pH 的影响

在培养周期中钝化材料不同添加量对土壤 pH 的影响如图 1 所示。从图 1 可以看出,培养 7 d 后, C1、C2 钝化材料对土壤 pH 影响不显著, C3 材料可显著降低土壤 pH($P<0.05$)。其中, C3 钝化材料 1.0% 添加量处理土壤 pH 相比对照降低最为显著,土壤 pH 降低了 1~1.5 个单位。随培养时间延续到 15、30 d 后,相比对照, C1、C2 钝化材料可显著提高土壤 pH



(图中不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$), 下同)

图 1 不同钝化剂材料对土壤 pH 的影响

Fig. 1 Effects of different passivator materials on soil pH with time

($P < 0.05$), 土壤 pH 增加了 0.5 ~ 1.0 个单位; C3 材料可显著降低土壤 pH, 其中 0.6% 与 1.0% 添加量处理 pH 下降最为显著。

2.2 不同钝化剂材料对土壤中酸浸提态 As、Cd 含量影响

由图 2 可以看出, 经过 7、15、30 d 的室内土培后, 土壤中酸浸提态 As、Cd 含量均呈现显著下降的趋势($P < 0.05$), 且经过 3 种钝化剂材料处理后土壤酸浸提态 As、Cd 含量均达到了 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中 IV 类标准(As: 0.10 mg/L, Cd: 0.01 mg/L)^[21]。对于 As, 随着钝化剂添加量从 0.0% 提高到 1.0%, 3 种钝化材料均显著降低了土壤中酸浸提态 As 的含量, 其中降低幅度为 C3 > C2 > C1。其中, 当 C3 钝化剂添加量为 1.0% 时, As 降低效果最好, 酸浸提态 As 含量从 0.276 0 mg/L 下降到 0.008 5 mg/L。对于 Cd, 随着钝化剂添加量从 0.0% 提高到 1.0%, 3 种钝化材料也显著降低了土壤中酸浸提态 Cd 的含量, 但降低幅度差异不显著。

通过分析不同钝化材料处理下土壤酸浸提态重

金属含量降低率随时间的变化情况(图 3)可以看出, 对于 As, 随着钝化材料添加剂量的增加, C1、C2 钝化材料处理后的土壤中 As 的降低率逐渐降低, 当土壤中添加 1.0% 的 C3 钝化材料培养 15 d 后, 土壤中酸浸提态 As 含量降低率达到最高, 为 96.95%; 对于 Cd, 随着钝化材料添加剂量的增加, C1、C2、C3 钝化材料处理后的土壤中重金属 Cd 的降低率变化差异不显著, 降低率范围在 90.76% ~ 99.37%。从稳定时间看, 钝化材料对 As、Cd 的稳定效果随着时间的变化差异均不显著, 30 d 内的稳定性均较好, 后续钝化材料的长效性还需进一步研究。

2.3 土壤酸浸提态 As、Cd 含量与土壤 pH 的相关性

表 2 为不同钝化材料处理土壤 As、Cd 酸浸提态含量与土壤 pH 的相关性分析结果。由表 2 可以看出, C1 钝化材料处理后土壤酸浸提态 Cd 含量与 pH 呈显著负相关($P < 0.05$), 表明添加 C1 钝化材料可有效提高土壤 pH 并降低土壤酸浸提态 Cd 含量。添加 C2 钝化材料后, 土壤 pH 与土壤酸浸提态 Cd、As 含量

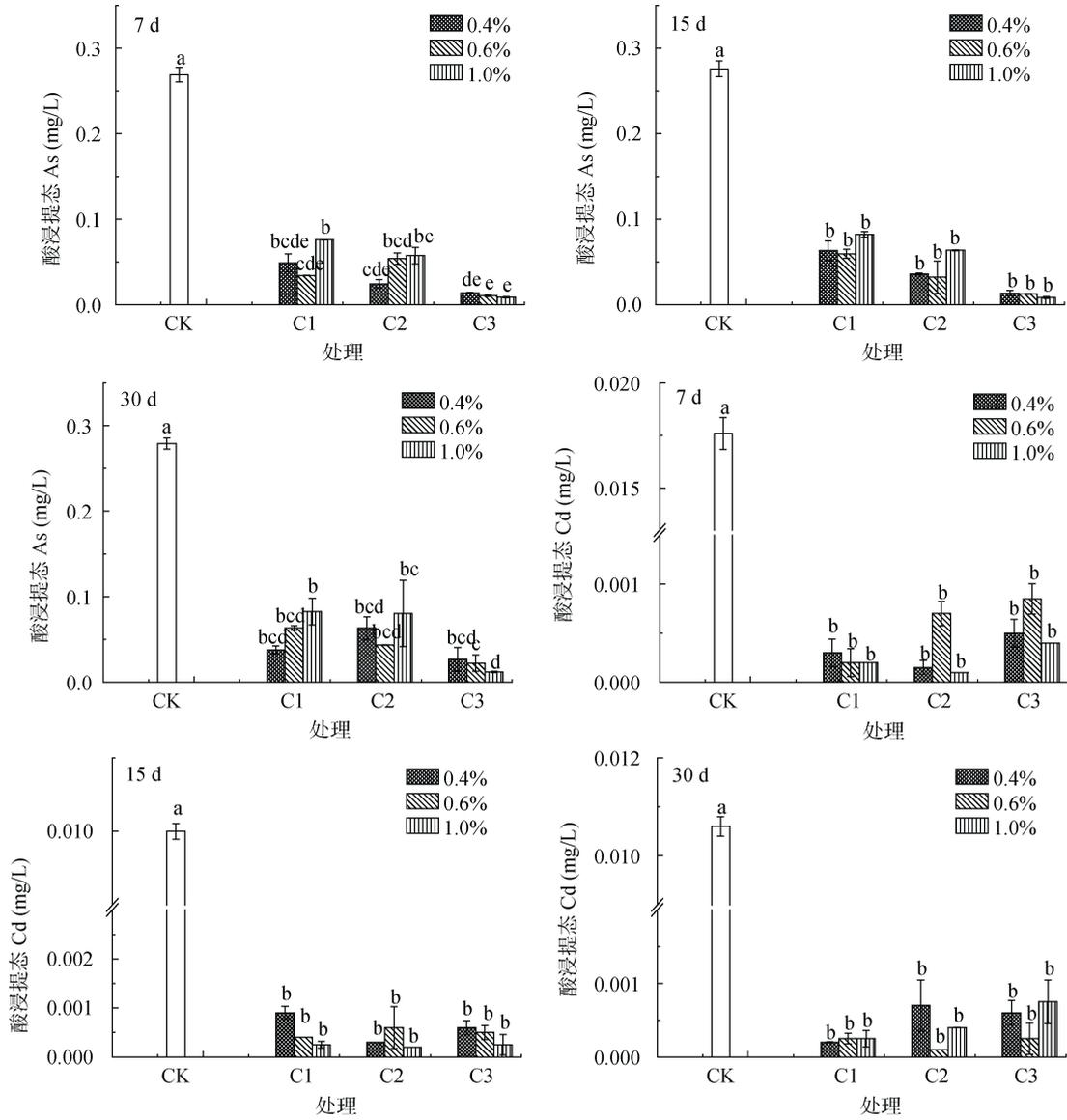
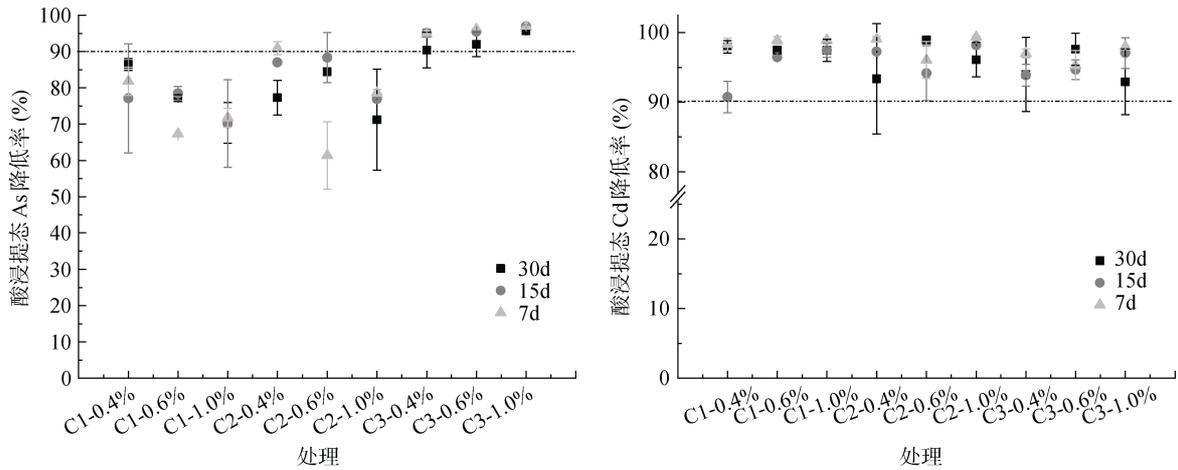


图 2 不同钝化剂材料对土壤中酸浸提态 As、Cd 含量的影响

Fig. 2 Effects of different passivation materials on the concentrations of acid soluble As and Cd in soils



(图中虚线为土壤重金属酸浸提态含量降低率 90%)

图 3 不同钝化剂材料处理下土壤酸浸提态 As、Cd 含量降低率随时间的变化

Fig. 3 Variations of soil acid soluble As and Cd concentrations reduction rates with time under different passivation material treatments

表2 不同钝化剂材料处理下酸浸提态 As、Cd 含量与土壤 pH 的相关性

Table 2 Correlations between acid soluble As and Cd concentrations and soil pH under different passivation treatments materials

| 钝化材料 | 指标 | As | Cd | pH |
|------|----|----|--------|---------|
| C1 | As | 1 | -0.501 | 0.556 |
| | Cd | | 1 | -0.998* |
| | pH | | | 1 |
| C2 | As | 1 | -0.763 | 0.494 |
| | Cd | | 1 | 0.185 |
| | pH | | | 1 |
| C3 | As | 1 | 0.989 | 1.000** |
| | Cd | | 1 | 0.989 |
| | pH | | | 1 |

注: *、**分别表示在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 水平显著相关(双侧)。

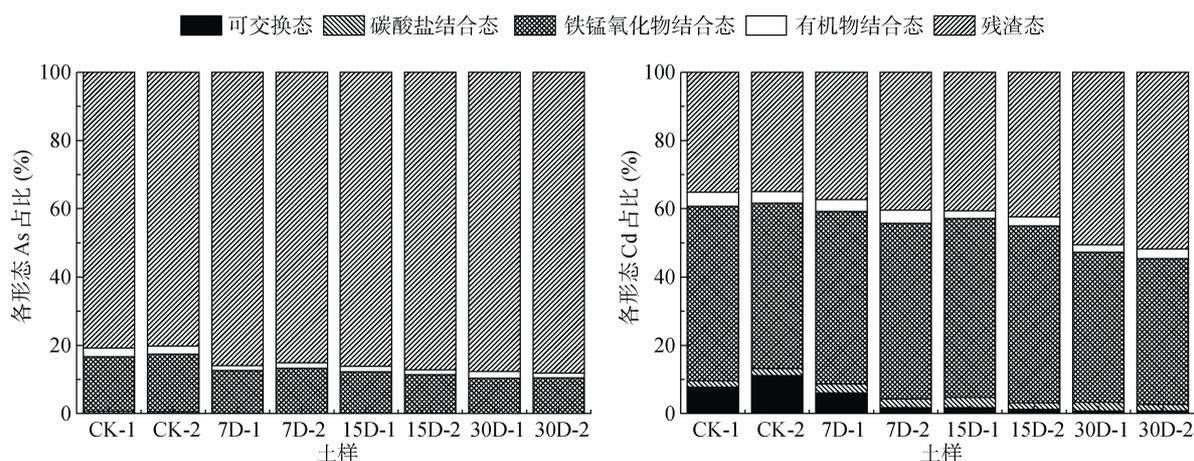
无显著相关性。添加 C3 钝化材料后, 酸浸提态 As 含量与土壤 pH 呈极显著正相关($P<0.01$), 而酸浸提态 Cd 含量与土壤 pH 无显著相关关系。可见, 添加 C1 材料

后土壤酸浸提态 Cd 含量的降低, 以及添加 C3 材料土壤酸浸提态 As 的降低与土壤中 pH 的变化关系密切。

2.4 钝化剂材料对土壤 As、Cd 形态转化的影响

由上述试验结果可以得出, 对于供试 As、Cd 复合污染土壤, 添加 1.0% 的 C3(铁盐+镁铝基材料+TMT+磷酸盐)材料钝化效果最好, 因此下文对该处理土壤 As、Cd 形态转化进行分析。

由图4可以看出, C3 材料可明显改变土壤中 As、Cd 的赋存形态。其中, As 的形态主要以残渣态为主, 占比 80% 以上, 其次为铁锰氧化物结合态、有机物结合态, 可交换态、碳酸盐结合态含量较少。随着时间的推移, 铁锰氧化物结合态占比从 15.99% 降到了 10.38%, 可交换态含量占比从 0.13% 降到了 0.01%, 碳酸盐结合态含量占比从 0.55% 降到了 0.08%, 残渣态含量占比整体呈增加的趋势, 从 80.79% 增加到了 88.12%。表明添加 C3 钝化材料后, As 的形态随着时间的推移由铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态、可交换态向残渣态慢慢转化。



(图中横坐标中 7D、15D、30D 表示分别在 7、15、30 d 采集的添加了 1.0% C3 处理的土样以及 CK 为空白样, 分别设两个重复)

图4 钝化材料稳定时间对土壤重金属形态的影响

Fig. 4 Effects of stabilization time of passivation materials on soil As and Cd forms

Cd 的形态主要以铁锰氧化物结合态、残渣态为主。随着时间的推移, 铁锰氧化物结合态含量占比从 51.12% 降到了 42.78%, 可交换态含量占比从 11.07% 降到了 0.78%, 残渣态含量占比整体呈增加的趋势, 从 34.89% 增加到了 51.76%。表明添加 C3 钝化材料后, Cd 的形态随着时间的推移由铁锰氧化物结合态、可交换态向残渣态慢慢转化。

3 讨论

土壤中重金属有效态的变化与很多因素有关, 其

中土壤 pH 对重金属影响最为显著。本研究中 C1 钝化材料中黏土矿物主要成分中 SiO_2 、 MgO 和 CaO 等碱性氧化物居多, 通过添加材料土壤 pH 上升显著, 且随用量的增加 pH 也随之上升^[22]; 而 C2 钝化材料成分中同样以 Si、Ca、Mg 元素居多, 土壤 pH 也随其添加量的增加而上升。对于 C3 钝化材料, 在培养 7、15 d 后, 土壤 pH 显著下降, 其原因是 C3 复配材料中的硫酸亚铁进入土壤后会产生 Fe_2O_3 沉淀, 从而释放出 H_2SO_4 , 降低了土壤 pH^[23-24]; 而在培养 30 d 后降低趋势有所缓和, 这主要是因为 C3 钝化材料成

分中含有两性物质铝基材料,对土壤 pH 变化具有一定缓冲作用。

本研究中,钝化材料 C1、C2、C3 对土壤酸浸提态 Cd 均有很好的稳定效果,可能是由于 3 种材料都添加了 TMT 的缘故,TMT 有 3 个 S 键,能与重金属螯合形成极难溶于水且稳定性良好的有机硫沉淀^[25]。Jiang 和 Zhou^[26]研究表明,TMT 可有效稳定土壤中的 Pb、Cd 和 As,稳定化效率相比未添加 TMT 时提高了 55%;稳定 Pb、Cd 和 As 的最佳 TMT 用量为 0.02~0.06 L/kg。符云聪等^[27]研究也发现,3 种钝化剂对 DTPA 有效态 Cd 降低效率的大小顺序均为 TMT>DTCR(聚合二硫代氨基甲酸钠)>CaS(硫化钙),TMT 稳定后有效态 Cd 含量分别比对照降低 21.15%、48.71% 和 41.69%。本研究中,C1、C2 钝化材料随着添加量的增加,钝化效率有所降低,这可能是由于土壤 pH 的增加降低了材料的固 As 效果;而钝化材料 C3 对土壤酸浸提态 As 的稳定效果要高于钝化材料 C1、C2,且随着添加量的增加稳定效果越好,这可能是因为 C3 材料中含有铁盐的原因,随添加剂量的增加,铁盐在一定程度上逐渐降低了土壤 pH,增加土壤表面的正电荷,与 As 形成稳定的化合物而沉淀^[28],更加有利于降低土壤 As 的移动性。另外,C3 材料中的铝基氧化物的比表面积较大,表面含有大量 -OH,孔隙度高,对重金属离子有吸附、裹挟作用^[29]。

从相关性分析结果看,添加 C1 材料后土壤酸浸提态 Cd 含量的降低,以及添加 C3 材料土壤酸浸提态 As 含量的降低与土壤中 pH 的变化相关性很强。这很大可能是因为 C1 材料中含有的黏土矿物使土壤 pH 增加,C3 材料中含有的铁基材料导致了土壤 pH 降低,从而影响了土壤中酸浸提态 As、Cd 的含量。而 C3 材料添加后土壤 pH 又与酸浸提态 Cd 含量无显著相关性,这更加为 As、Cd 的同步修复提供了条件。卢美献等^[30]研究也表明,铁盐复配材料的添加可使土壤 pH 与土壤有效态 As 含量呈显著正相关关系($P<0.01$),而与土壤有效态 Cd 含量相关性不显著。

土壤中的重金属元素以多种形态存在,各形态间相互转化程度是决定土壤重金属生物有效性的关键^[31]。一般认为,可溶态对环境变化最敏感,易被植物吸收利用;碳酸盐结合态在 pH 降低时易被释放,铁锰氧化态和有机结合态在强氧化条件下可被分解,而残渣态一般稳定存在^[32]。本研究中,对最佳钝化材料 C3(铁盐+铝基材料+TMT)处理土壤的重金属形态分析表明,土壤中 As 的形态随着时间的推移由铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态、可交换态向残渣态

慢慢转化,Cd 的形态随着时间的推移由铁锰氧化物结合态、可交换态向残渣态慢慢转化,从而降低了土壤中酸浸提态 As、Cd 含量,大大降低了其迁移转化的风险。熊静等^[33]也发现,铁改性生物质炭、酸改性海泡石和酸改性蛭石复配能有效降低土壤有效态 Cd 和 As 含量,活性态 Cd 主要向残渣态转化,活性态 As 主要向有机结合态和残渣态转化。

4 小结

1) C1、C2、C3 三种钝化材料处理后,湖南郴州某地有色金属冶炼厂周边土壤酸浸提态 As、Cd 浓度均达到了 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》IV 类标准。

2) 从钝化效果看,添加 1.0% 的 C3 材料同时钝化重金属 As、Cd 效果最好,酸浸提态 As 含量降低率最高可达 96.95%,酸浸提态 Cd 含量降低率最高可达 99.37%。

3) C3 钝化材料改变了土壤中 As 和 Cd 的形态分布,随着时间的推移使重金属 As、Cd 的形态从可交换态、铁锰氧化物结合态慢慢向残渣态转化,起到了同时钝化 As、Cd 的效果,降低了 As、Cd 的迁移能力及其环境风险。

参考文献:

- [1] 许大毛,张家泉,占长林,等. 有色金属冶炼厂周边地表水和农业土壤中重金属污染特征与评价[J]. 环境化学, 2016, 35(11): 2305-2314.
- [2] 许毅涛,李成学,陈建军,等. 铅锌冶炼厂周边农田土壤、苕子与芥菜的重金属污染特征[J]. 安全与环境学报, 2015, 15(5): 347-351.
- [3] 甘凤伟,王菁菁. 有色金属矿区土壤重金属污染调查与修复研究进展[J]. 矿产勘查, 2018, 9(5): 1023-1030.
- [4] 徐长春,郑戈,林友华. “十三五”国家重点研发计划农田镉污染防治领域资助情况概述[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(7): 1321-1325.
- [5] 郭朝晖,朱永官. 典型矿冶周边地区土壤重金属污染及有效性含量[J]. 生态环境, 2004, 13(4): 553-555.
- [6] 周俊驰,铁柏清,刘孝利,等. 湖南矿区县域耕地重金属污染空间特征及潜在风险评价[J]. 湖南农业科学, 2017(4): 75-79, 82.
- [7] 曹雪莹,张莎娜,谭长银,等. 中南大型有色金属冶炼厂周边农田土壤重金属污染特征研究[J]. 土壤, 2015, 47(1): 94-99.
- [8] Komárek M, Vaněk A, Ettler V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides—A review[J]. Environmental Pollution, 2013, 172: 9-22.
- [9] 王乃丽,魏彤宇,商晓甫,等. 稳定化技术在铅砷复合污染土壤修复中的应用[J]. 化工环保, 2021, 41(1): 66-70.
- [10] 李英,商建英,黄益宗,等. 镉砷复合污染土壤钝化材

- 料研究进展[J]. 土壤学报, 2021, 58(4): 837–850.
- [11] 涂春艳, 蒋林伶, 张超兰, 等. 蚕沙有机肥—铁基复配材料对镉砷锌复合污染土壤的修复效应[J]. 南方农业学报, 2019, 50(11): 2436–2442.
- [12] 吴宝麟, 杨志辉, 柴立元, 等. 磷基及铁基钝化剂对 Pb、Cd、As 复合污染土壤的修复效果及其工艺条件优化[J]. 安全与环境学报, 2015, 15(5): 314–319.
- [13] 于冰冰, 颜湘华, 王兴润, 等. 不同材料对高 As 污泥中 As 的固定效果[J]. 环境工程学报, 2019, 13(11): 2743–2752.
- [14] Porter S, Scheckel K, Impellitteri C, et al. Toxic metals in the environment: Thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2004, 34(6): 495–604.
- [15] 高峰, 贾永忠, 孙进贺, 等. 锌冶炼废渣浸出液硫化法除砷的研究[J]. 环境工程学报, 2011, 5(4): 812–814.
- [16] Hu C Z, Chen Q X, Liu H J, et al. Coagulation of methylated arsenic from drinking water: Influence of methyl substitution[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 293: 97–104.
- [17] 赵雅光, 孙晓峰. 硫酸盐还原菌处理模拟含砷酸性废水性能研究[J]. 环境科技, 2018, 31(6): 11–17.
- [18] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 36600—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [19] 湖南省环境保护厅, 湖南省质量技术监督局. 重金属污染场地土壤修复标准: DB43/T1165—2016[S]. 长沙: 湖南省环境保护厅, 2016.
- [20] 国家环境保护总局. 固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法: HJ/T 299—2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [21] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [22] 冀建华, 李絮花, 刘秀梅, 等. 硅钙钾镁肥对南方稻田土壤酸性和盐基离子动态变化的影响[J]. 应用生态学报, 2019, 30(2): 583–592.
- [23] 官迪, 吴家梅, 谢运河, 等. 铁基硅盐对土壤环境镉砷赋存形态及转化影响[J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1803–1811.
- [24] 吴宝麟. 铅镉砷复合污染土壤钝化修复研究[D]. 长沙: 中南大学, 2014.
- [25] 张江生, 周康根, 姜科, 等. 新型 TMT-硫酸铁固定剂对重金属污染土壤的修复研究[J]. 有色金属科学与工程, 2014, 5(2): 10–14.
- [26] Jiang K, Zhou K G. Chemical immobilization of lead, cadmium, and arsenic in a smelter-contaminated soil using 2, 4, 6-trimercaptotriazine, trisodium salt, nonahydrate and ferric sulfate[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(3): 1060–1065.
- [27] 符云聪, 朱晓龙, 袁鑫, 等. 含硫材料对中碱性农田土壤镉的钝化效果[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(10): 1353–1360.
- [28] 李娟, 刘新春, 余志晟, 等. 煤渣吸附水中氟和砷的研究[J]. 中国科学院大学学报, 2014, 31(4): 471–476.
- [29] 孟倩, 南军, 宫奕波, 等. 混凝/吸附处理突发性重金属镉污染的效能及絮体形态特征分析[J]. 给水排水, 2020, 56(S2): 88–95.
- [30] 卢美献, 李方圆, 张超兰, 等. 不同固定剂对土壤中镉砷钝化修复效果研究[J]. 广西大学学报(自然科学版), 2016, 41(5): 1667–1675.
- [31] 王一志, 曹雪莹, 谭长银, 等. 不同土壤 pH 对红壤稻田镉形态及水稻镉积累的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2017, 40(1): 10–16.
- [32] 朱利楠, 化党领, 杨金康, 等. 不同改良剂对微碱性土壤镉形态及小麦吸收的影响[J]. 中国环境科学, 2020, 40(8): 3559–3566.
- [33] 熊静, 郭丽莉, 李书鹏, 等. 镉砷污染土壤钝化剂配方优化及效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1909–1918.